

Université du Québec

Mémoire présenté à

L'Université du Québec à Trois-Rivières

Comme exigence partielle  
de la maîtrise en Sciences de l'environnement

Par

Claudie Latendresse

Caractérisation des réseaux trophiques des agroécosystèmes à l'aide des traceurs  
isotopiques du carbone et de l'azote

Le 17 mai 2004

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

## RÉSUMÉ

Depuis l'arrivée des Européens en Amérique du Nord, les activités humaines ont transformé le paysage de l'Est de l'Amérique du Nord en mosaïques de cultures intercalées de résidus d'habitats naturels. La compréhension des échanges entre ces milieux naturels et les champs cultivés est importante pour identifier la capacité des organismes à se disperser dans un système fragmenté, pour identifier les organismes vulnérables aux pratiques agricoles ainsi que pour préciser l'importance des habitats complémentaires pour les contrôleurs de pestes agricoles dans les champs cultivés. En raison de modes de photosynthèse différents, le maïs présente des différences isotopiques en carbone importantes avec les plantes forestières du Québec. De plus, l'utilisation d'engrais dans les champs cultivés y modifie la signature isotopique en azote du sol et des plantes. Le but de cette présente étude était donc de vérifier, à l'aide des isotopes stables du carbone et de l'azote, l'hypothèse d'une migration trophique entre habitats adjacents, boisés et champs de maïs, pour trois groupes d'organismes : les arthropodes, les oiseaux chanteurs et les petits mammifères. Les résultats révèlent que les arthropodes ne se déplaçaient pas entre habitats. Bien que tous les oiseaux chanteurs présentaient des ratios isotopiques typiquement forestiers, des différences significatives entre espèces ont été observées. Les ratios isotopiques du carbone et de l'azote des petits mammifères ont permis de tracer leurs déplacements dans l'agroécosystème. Notre étude démontre que, de façon générale, très peu d'échanges ont lieu entre les champs de maïs et les forêts, révélant que les champs de maïs sont des milieux inhospitaliers pour la majorité des organismes forestiers vivant dans les agroécosystèmes, ces derniers se trouvant isolés dans les îlots forestiers.

## **AVANT-PROPOS**

Ce mémoire présente, dans le chapitre 1, une revue de littérature relative aux différents sujets abordés dans le projet de recherche. Le chapitre 2 présente le projet de recherche en s'inspirant de la forme d'un article scientifique. Il contient le résumé, l'introduction où la problématique et les objectifs sont définis, le matériel et les méthodes utilisés, les résultats obtenus et une discussion de ces résultats.

## REMERCIEMENTS

J'aimerais remercier plusieurs personnes qui, en plus d'avoir rendu la réalisation de ce projet possible, ont fait en sorte qu'il a été des plus agréables. Je remercie d'abord le Dr Gilbert Cabana qui m'a proposé ce projet. Son ouverture d'esprit et sa grande confiance m'ont donné toutes les latitudes nécessaires pour explorer de nouvelles avenues et idées.

Je remercie ensuite les étudiants qui m'ont soutenu lors de l'échantillonnage sur le terrain et des travaux de laboratoires, Vincent Préfontaine, Grégory Bulté et Alexandre Rivard. Leur aide et leur énergie m'ont été très précieuse, particulièrement aux premières lueurs du matin. Merci aux propriétaires des terres sur lesquelles s'est déroulé l'échantillonnage, M. Alain Côté, M. Gratien Rousseau et M. Michel et Mario Richard, qui ont généreusement accepté de m'accueillir chez eux.

J'aimerais souligner l'aide des membres du comité d'évaluation du séminaire I, M. Gilbert Cabana, Mme Esther Lévesque et M. Charles Maisonneuve, qui m'ont apporté des conseils et commentaires avisés. Merci également à M. Gilbert Cabana, M. Charles Maisonneuve et M. Andréa Bertolo, membres du comité d'évaluation du séminaire II et de ce présent mémoire.

Un merci particulier aux personnes qui m'ont appuyée par leur simple présence et leurs d'encouragements. À Alexandre Rivard, avec qui j'ai partagé cette aventure et de multiples discussions sur nos recherches respectives. Aux membres de la Cellule Brûlée, Christine Barnard, Kim Huggins et Isabelle Villemure. Je termine ce projet riche de

nouvelles amitiés. Aux membres du Laboratoire sur les écosystèmes aquatiques ainsi qu'à tous les membres du GREA, pour cette belle atmosphère d'entraide et d'harmonie.

Enfin, la réalisation de ce projet n'aurait été possible sans le soutien financier des Fonds de recherche sur la nature et les technologies (FCAR) et du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie (CRSNG).

## TABLE DES MATIÈRES

<b>RÉSUMÉ</b>	ii
<b>AVANT-PROPOS</b>	iii
<b>REMERCIEMENTS</b>	iv
<b>TABLE DES MATIÈRES</b>	vi
<b>LISTE DES TABLEAUX</b>	viii
<b>LISTE DES FIGURES</b>	x
<b>CHAPITRE 1 – Revue de littérature</b>	1
Évolution des paysages ruraux du Québec	1
<b>Les arthropodes en milieu agricole</b>	2
Les bordures naturelles comme habitats complémentaires	3
Effets des bordures naturelles sur la densité et la diversité des arthropodes dans les champs cultivés	4
Forêt limitant les déplacements des insectes	4
Importance des arthropodes dans la lutte biologique	5
<b>Les oiseaux en milieu agricole</b>	6
Facteurs influençant les communautés aviaires dans les champs	6
Facteurs influençant les communautés aviaires dans les îlots boisés	9
Importance des oiseaux dans la lutte biologique	10
<b>Les petits mammifères en milieu agricole</b>	11
Facteurs influençant les communautés de petits mammifères dans les champs cultivés	11
Facteurs influençant les communautés de petits mammifères dans les îlots boisés	12
<b>Les effets de bordures</b>	13
Réponse des arthropodes aux bordures	14
Réponse des oiseaux aux bordures	15
Réponse des petits mammifères aux bordures	16
<b>Effets des pesticides sur la faune en milieu agricole</b>	17
<b>L'utilisation de traceurs biogéochimiques dans l'étude des chaînes alimentaires</b>	18
Introduction à l'utilisation des isotopes stables	19
Le carbone	21
L'azote	25
Utilisation des isotopes stables dans l'étude des mouvements et des migrations	26
<b>Références du chapitre 1</b>	28

<b>CHAPITRE 2 – Présentation du projet de recherche</b>	<b>41</b>
Résumé	41
Introduction	42
Matériel et méthodes	45
Site d'étude	45
Récolte des spécimens	45
Analyses isotopiques	49
Analyses statistiques	49
Résultats	52
Différences isotopiques entre habitats	52
Arthropodes	52
Oiseaux	63
Petits mammifères	72
Échanges généraux	75
Discussion	82
Différences isotopiques entre habitats	82
Arthropodes	83
Oiseaux	88
Petits mammifères	92
Échanges généraux	95
Conclusion	97
Références	99
<b>ANNEXE 1</b>	<b>107</b>
<b>ANNEXE 2</b>	<b>118</b>
<b>ANNEXE 3</b>	<b>123</b>



## LISTE DES TABLEAUX

### CHAPITRE 2

- Tableau 1. Ratios isotopiques du carbone et de l'azote des insectes herbivores, arthropodes prédateurs, oiseaux, petits mammifères rongeurs et insectivores selon le lieu de leur capture. n représente le nombre d'échantillons et ET l'écart type. Les moyennes des groupes sont présentées en gras. *Glischrochilus quadrisignatus*, *Diabrotica barberi* et *Ostrinia nubilalis* sont des pestes du maïs.....53
- Tableau 2. Résultats d'ANOVAs à deux critères de classification comparant les ratios isotopiques du carbone et de l'azote d'insectes herbivores originant de champs de maïs et de forêts selon le mois et le site de leur capture. n représente le nombre d'échantillons, dl les degrés de liberté, D la dispersion et CM les carrés moyens.....56
- Tableau 3. Résultats de régressions non linéaires de ratios isotopiques du carbone et de l'azote de différents groupes d'arthropodes en fonction de la distance de capture.....59
- Tableau 4. Résultats d'ANOVAs à un critère de classification comparant les ratios isotopiques du carbone et de l'azote des insectes herbivores, araignées, carabidés et coccinellidés capturés dans les champs et en forêts. n représente le nombre d'échantillons, dl les degrés de liberté, D la dispersion et CM les carrés moyens.....60
- Tableau 5. Résultats d'ANCOVAs comparant les ratios isotopiques du carbone et de l'azote des espèces d'oiseaux les plus abondantes en fonction de la distance et de la date de capture (jours juliens) (n = 152). dl représente les degrés de liberté, D la dispersion et CM les carrés moyens.....72

Tableau 6. Résultats de régressions linéaires comparant les ratios isotopiques du carbone et de l'azote des foies de rongeurs à ceux des muscles, « a » représentant la pente, « ErT » l'erreur type de la pente, et «  $y_0$  » l'ordonnée à l'origine.....**75**

## LISTE DES FIGURES

### CHAPITRE 1

Figure 1. Superficie des terres agricoles utilisées à des fins de culture du maïs au Québec (1966-1999).....	2
Figure 2. Comportements des oiseaux observés dans des champs de maïs du sud de l'Ontario.....	7
Figure 3. Occurrence saisonnière (en pourcentage de l'abondance totale) d'oiseaux de trois guildes alimentaires en bordures de champs de maïs de l'Iowa.....	9
Figure 4. Principales étapes de la fixation du carbone lors de la photosynthèse chez les plantes C <sub>3</sub> .....	21
Figure 5. Principales étapes de la fixation du carbone lors de la photosynthèse chez les plantes C <sub>4</sub> .....	22
Figure 6. Histogramme de la distribution du $\delta^{13}\text{C}$ des plantes C <sub>3</sub> et C <sub>4</sub> .....	23

### CHAPITRE 2

Figure 1. Carte du site d'étude.....	46
Figure 2. Ratios isotopiques moyens ( $\pm$ écart type) du carbone (a) et de l'azote (b) des différents groupes d'arthropodes en fonction de la distance de leur capture selon le modèle de forme sigmoïdale $y = \min + (\max - \min) / 1 + 10^{(X-X_0)}$ .....	57
Figure 3. Ratios isotopiques du carbone et de l'azote des insectes herbivores, Aranea, Carabidae et Coccinellidae récoltés de 5 à 250 m dans des champs de maïs (a) et des forêts (b).....	61

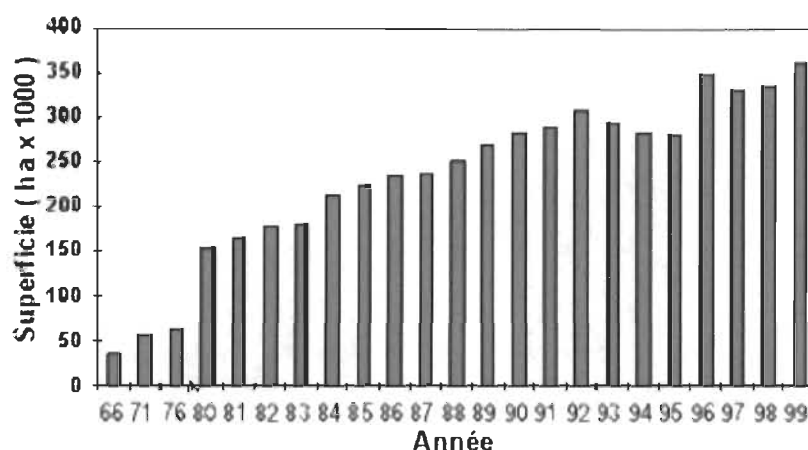
Figure 4. Régressions linéaires entre les ratios isotopiques du carbone et ceux de l'azote pour l'ensemble des insectes herbivores (a), des Aranea (b), des Carabidae (c) et des Coccinellidae (d).....	64
Figure 5. Ratios isotopiques moyens ( $\pm$ écart type) du carbone versus ceux de l'azote des treize espèces d'oiseaux pour lesquelles plus de cinq individus ont été capturés (n = 152).....	66
Figure 6. Ratios isotopiques du carbone de tous les oiseaux en fonction de leur date de capture.....	68
Figure 7. Régression linéaire entre les ratios isotopiques du carbone et les ratios isotopiques de l'azote du sang des oiseaux (n = 173). ....	70
Figure 8. Ratios isotopiques du carbone (a) et de l'azote (b) de foies de petits mammifères rongeurs à différentes distances de la zone de transition champ-forêt .....	73
Figure 9. Ratios isotopiques du carbone et de l'azote de foies de petits mammifères.....	76
Figure 10. Ratios isotopiques du carbone (a) et de l'azote (b) de foies de petits mammifères rongeurs en fonction de ceux de muscles (n = 22).....	78
Figure 11. Ratios isotopiques moyens ( $\pm$ écart type) du carbone versus ceux de l'azote d'insectes herbivores (cercles), d'arthropodes prédateurs (carrés), d'oiseaux (triangles droits), de petits mammifères rongeurs (triangles inversés) et de petits mammifères insectivores (losanges) originant de forêts (noir), de champs de maïs (blanc) et de la bordure entre ces habitats (gris).....	80

## **CHAPITRE 1 – Revue de littérature**

### **Évolution des paysages ruraux du Québec**

L'évolution des paysages ruraux du sud du Québec a été bien décrite par Domon (1994). Historiquement, l'agriculture québécoise a été centrée sur la production laitière qui s'étendait sur l'ensemble du territoire. Au début des années soixante-dix, la productivité laitière a connu un accroissement spectaculaire. En l'espace de quinze ans (1965 à 1980), le nombre de litres de lait produit annuellement par bête a augmenté de 50%. Cette augmentation de la productivité, accompagnée d'un plafonnement de la demande en lait, a libéré plusieurs hectares de terre pour une réorientation de l'agriculture. Les efforts se sont alors portés sur la production céréalière pour laquelle le Québec ne s'autosuffisait qu'au tiers. Le maïs grain, absent de l'agriculture québécoise jusqu'en 1970, allait devenir la deuxième culture en importance après la culture fourragère en 1999, avec une occupation d'environ 21% de la superficie cultivée (figure 1) (Environnement Québec 2001).

Plusieurs changements au niveau du paysage ont découlé de cette révolution. On a assisté, au cours des dernières décennies, à une fragmentation de plus en plus marquée des espaces boisés ainsi qu'à la disparition des arbres isolés, des bosquets et des rangées d'arbres. De plus, les formes du paysage, comme les lignes d'écoulement des eaux et le découpage des éléments boisés, se sont simplifiées pour devenir de plus en plus rectilignes (Domon 1994, mais voir aussi Bélanger et al. 1998).



**Figure 1.** Superficie des terres agricoles utilisées à des fins de culture du maïs au Québec (1966-1999). Source : Environnement Québec (2001).

La culture de maïs est celle qui utilise la plus grande proportion des pesticides commercialisés au Québec, les produits utilisés étant surtout des herbicides (Giroux 1999). De plus, les pratiques culturales employées rendent les sols vulnérables à l'érosion. Enfin, les éléments fertilisants utilisés sont souvent lessivés et peuvent se retrouver dans les eaux de surface et souterraines (Environnement Québec 2001).

### **Les arthropodes en milieu agricole**

Les activités humaines en milieu agricole imposent un patron d'habitats particulier en transformant le paysage en une mosaïque de différents types de cultures intercalés de résidus d'habitats naturels comme les îlots forestiers ou les champs non cultivés. Les effets de ces milieux naturels sur les communautés d'insectes dans les champs cultivés sont complexes. Je présente ici les principales évidences rapportées dans la littérature concernant les interactions entre les champs cultivés et les habitats naturels

adjacents au niveau des arthropodes. Ces interactions peuvent avoir un impact considérable sur l'efficacité du contrôle biologique en modulant la composition des communautés d'arthropodes dans les champs.

### *Les bordures naturelles comme habitats complémentaires*

Comme les champs cultivés dans les zones tempérées ne sont couverts de végétation qu'une partie de l'année, les habitats naturels adjacents jouent un rôle primordial dans le maintien des communautés d'insectes et peuvent servir comme sources alternatives de nourriture, comme sites de reproduction, comme abris contre la dessiccation ou comme refuges hivernaux (Bhar & Fahrig 1998). Plusieurs études ont démontré l'importance des bordures naturelles comme habitat complémentaire pour les prédateurs, principalement les carabidés et les araignées (Sotherton 1984, 1985; Coombes & Sotherton 1986; Desender & Alderweireldt 1988; Lagerlof & Wallin 1993; Bedford & Usher 1994; Dennis et al. 1994). Luczak (1979) a même suggéré que plusieurs espèces d'araignées seraient incapables de compléter leur cycle vital sans la présence de parcelles d'habitats naturels. Les bordures ayant des structures végétales complexes, comme les haies arbustives, semblent offrir de meilleurs refuges hivernaux que les bordures herbacées pour plusieurs espèces prédatrices (Sotherton 1985; Coombes & Sotherton 1986; Varchola & Dunn 2001).

### *Effets des bordures naturelles sur la densité et la diversité des arthropodes dans les champs cultivés*

Les études qui ont comparé l'ensemble des communautés d'insectes entre les bordures naturelles et les champs cultivés adjacents ont généralement observé une diversité plus élevée près des bordures naturelles (Lewis 1969b; Bowden & Dean 1977; Dennis & Fry 1992). Holland et Fahrig (2000), qui ont étudié plus précisément les effets de ces bordures sur les communautés d'herbivores, ont observé qu'elles en accroissent la diversité, mais non la densité. Enfin, il a été démontré que les bordures naturelles augmentent les populations d'arthropodes prédateurs (Thomas et al. 1991; Dennis & Fry 1992) et de parasitoïdes dans les champs (Dyer & Landis 1997). Il est donc bien reconnu que les bordures naturelles ont des impacts négatifs sur les pestes agricoles en accroissant les populations de leurs ennemis (Bhar & Fahrig 1998).

### *Forêt limitant les déplacements des insectes*

Les bordures naturelles peuvent représenter des barrières au déplacement de plusieurs insectes selon la structure des bordures et le type d'insecte (Lewis 1969a; Bowden & Dean 1977; Duelli et al. 1990; Mauremooto et al. 1995). Ainsi, la présence et la quantité de bordures naturelles dans un paysage peuvent affecter la capacité des insectes à localiser les champs de monoculture, affectant leurs populations dans les champs (Fry 1994 dans Holland et Fahrig 2000). Ceci pourrait être très utile en agriculture en réduisant l'immigration des insectes nuisibles (Bhar & Fahrig 1998). Par contre, un champ planté plusieurs années avec la même culture devrait connaître une



augmentation graduelle des populations, différents types d'insectes prenant plus ou moins de temps pour coloniser le champ (Bhar & Fahrig 1998; Holland & Fahrig 2000).

Les bordures forestières peuvent donc contribuer à accroître, avec le temps, les populations d'arthropodes de deux façons : en fournissant un habitat secondaire et en inhibant les déplacements vers l'extérieur du champ (Bhar & Fahrig 1998). Toutefois, cette augmentation est limitée par les interactions biologiques (compétition et prédation) (Fahrig & Jonsen 1998).

### *Importance des arthropodes dans la lutte biologique*

La lutte biologique se définit comme l'utilisation d'organismes vivants ou de leurs produits pour empêcher ou réduire les pertes ou dommages causés aux grandes cultures par des organismes nuisibles. Traditionnellement, la lutte biologique est connue comme étant plus efficace lorsque les conditions suivantes sont réunies : 1) le contrôleur de peste est spécifique à un type d'hôte; 2) son patron d'abondance est synchronisé avec celui de sa proie; 3) il peut accroître rapidement sa densité lorsque sa proie le fait; 4) il a besoin de peu d'individus de sa proie (habituellement un seul) pour compléter son cycle vital et peut donc persister même lorsque la peste est présente à de faibles densités; 5) il présente une grande habileté à la recherche de proies (Murdoch et al. 1985). Ces caractéristiques sont plus typiques des parasitoïdes que des prédateurs. Toutefois, les prédateurs généralistes, comme les carabidés et les araignées, présentent l'avantage de pouvoir être présents dans les champs avant même l'arrivée des pestes agricoles en s'alimentant sur d'autres proies et peuvent donc prévenir une expansion des populations de pestes (Murdoch et al. 1985). De fait, en contrôlant les populations de prédateurs

généralistes dans des champs cultivés, Clark et al. (1994) et Lang et al. (1999) ont démontré qu'ils pouvaient contribuer à diminuer fortement l'abondance des pestes agricoles.

## **Les oiseaux en milieu agricole**

### *Facteurs influençant les communautés aviaires dans les champs*

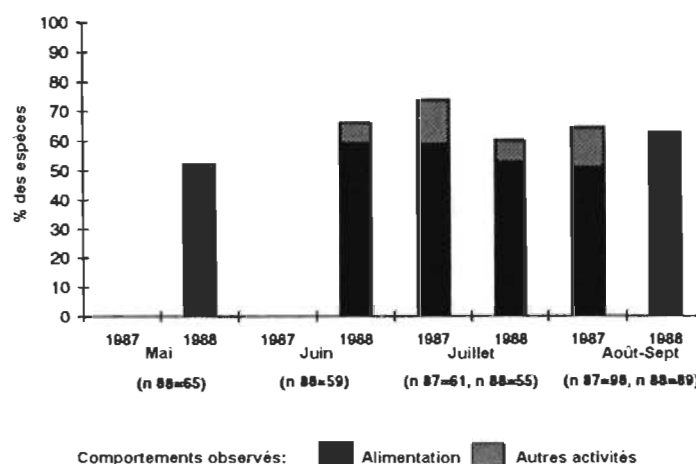
#### La composition du paysage

La composition en espèces et l'abondance des oiseaux dans les agroécosystèmes sont fortement influencées par la composition et la configuration spatiale des habitats. Les types et la quantité des habitats naturels dans le paysage, comme les haies arbustives, les îlots boisés ou les milieux humides, ont souvent plus d'importance pour déterminer les communautés aviaires dans les champs que la composition des champs mêmes (Arnold 1983; Berg & Part 1994; Best et al. 1995; Sparks et al. 1996; Kirk et al. 2001).

Dans les champs cultivés, les plus fortes densités et diversités d'oiseaux observées sont près des bordures naturelles (Best et al. 1990; Boutin et al. 1999a). Ces habitats fournissent des couverts de protection et des sites de nidification pour plusieurs espèces qui ne seraient autrement pas présentes dans les champs (Best et al. 1995). Ainsi, la forme et la taille des champs affectent leur composition en oiseaux, les petits champs et les champs aux formes irrégulières ayant un rapport bordure/intérieur plus élevé et donc une plus grande quantité d'oiseaux (Best et al. 1990).

## Préférence d'habitat, régime alimentaire et fréquence d'utilisation

Les oiseaux peuvent différer dans leur fréquence d'utilisation des champs selon leur préférence en habitat. Par exemple, le pluvier kildir (*Charadrius vociferus*), espèce de milieu ouvert, réside dans les champs et y complète l'ensemble de ses activités, alors que certaines espèces forestières tels les moucherolles (Tyrannidae spp.), parulines (Parulidae spp.) et troglodytes (Troglodytidae spp.) demeurent dans les bordures et ne sont presque jamais observées dans les champs (Best et al. 1990). La fréquence avec laquelle la majorité des oiseaux utilisent les champs de maïs varie également avec leurs préférences alimentaires, ce qui suggère que plusieurs oiseaux utilisent les champs de maïs principalement pour se nourrir (Best et al. 1990). De fait, Stallman et Best (1996) et Boutin et al. (1999a) ont observé que l'alimentation était l'occupation principale des oiseaux dans les champs cultivés (figure 2). Toutefois, ils peuvent aussi les utiliser pour des comportements de toilettage, de défense territoriale, de parade nuptiale, de déplacement et pour des activités liées à la nidification (Stallman & Best 1996).



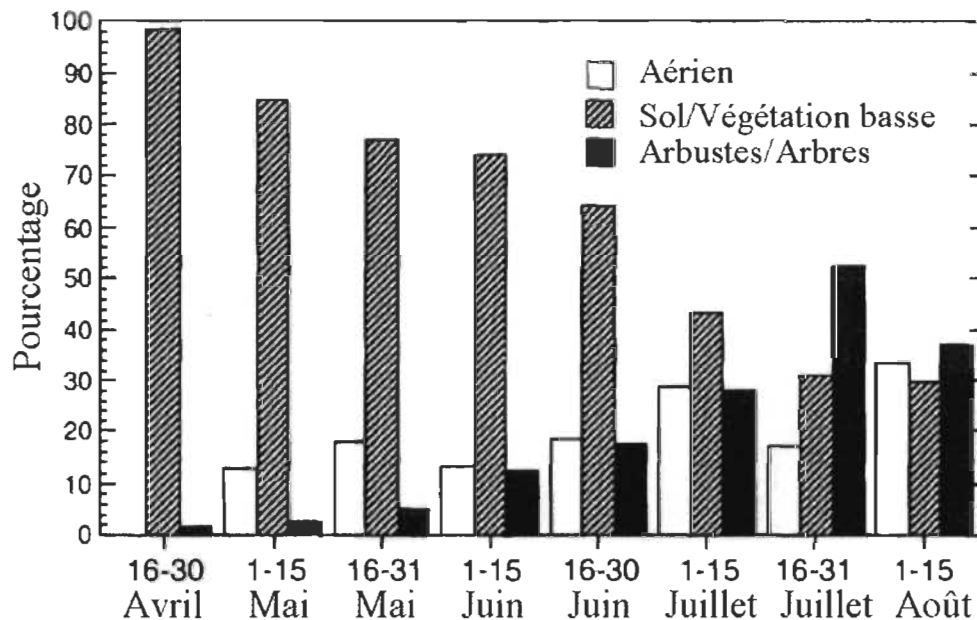
**Figure 2.** Comportements des oiseaux observés dans des champs de maïs du sud de l'Ontario. Ici, n réfère au nombre total d'espèces observées par mois pour les années 1987 et 1988. Source : Boutin et al. (1999a).

### Variation temporelle de la structure végétale

La structure végétale des champs de maïs change drastiquement au cours d'une saison de croissance. Au début de la saison, l'habitat est caractérisé par un sol dénudé ou couvert de résidus de la culture de l'année précédente et ce, jusqu'à l'émergence des premiers plants. Avec le temps, les champs deviennent graduellement dominés par une végétation dense pouvant atteindre 2,5 m (Best 2001). Ces changements de structure végétale procurent un meilleur abri et affectent la disponibilité de nourriture, affectant à leur tour l'abondance et la composition spécifique des oiseaux dans les champs (Best 2001). L'utilisation des champs cultivés change donc avec la saison et la fermeture graduelle de la canopée (Kirk et al. 2001).

Best (2001) a étudié les patrons temporels d'utilisation de bordures de champs de maïs par les oiseaux en Iowa. Certaines espèces, comme le merle d'Amérique (*Turdus migratorius*), une espèce généraliste, étaient présentes toute la saison. D'autres, comme le pluvier kildir et l'alouette cornue (*Eremophila alpestris*), deux espèces de milieux ouverts, n'étaient abondantes qu'en début de saison. Enfin, certaines espèces, principalement des espèces forestières ou de bordures comme le passerin indigo (*Passerina cyanea*), le troglodyte familier (*Troglodytes aedon*) et la mésange à tête noire (*Parus atricapillus*), n'étaient abondantes qu'en fin de saison et visitaient les champs de maïs principalement pour se nourrir (Best 2001). Ces changements dans la composition spécifique allaient de paire avec des changements de guildes alimentaires. En début de saison, la majorité des oiseaux présents s'alimentaient sur le sol ou sur la végétation basse, alors qu'en fin de saison, ils s'alimentaient davantage dans les strates plus élevées (Figure 3) (Best 2001). Boutin et al. (1999b), qui ont étudié les patrons spatiaux et

temporels des oiseaux dans divers types de culture dans le sud de l'Ontario, ont observé qu'en début de saison, les omnivores étaient les plus abondants dans les champs de maïs, suivis par les insectivores. Ce patron était inversé en août et septembre, où les insectivores étaient beaucoup plus nombreux, dû à un grand nombre d'oiseaux migrateurs insectivores qui utilisaient les champs pour se nourrir (Boutin et al. 1999b). Dans cette étude, les oiseaux s'alimentant au sol étaient toujours les plus abondants, bien que le nombre d'oiseaux s'alimentant dans les strates plus élevées augmentait à la fin de la saison de croissance.



**Figure 3.** Occurrence saisonnière (en pourcentage de l'abondance totale) d'oiseaux de trois guildes alimentaires en bordures de champs de maïs de l'Iowa. Source : Best (2001).

#### *Facteurs influençant les communautés aviaires dans les îlots boisés*

La composition des communautés aviaires dans les îlots forestiers est déterminée par l'interaction de différents facteurs. Il est bien reconnu que pour des îlots de forêt isolés, la diversité aviaire augmente avec la taille de l'îlot (Martin 1981; Ambuel

& Temple 1983; Blake 1983; Opdam et al. 1984; Blake & Karr 1987). Ceci s'explique par le fait que certaines espèces spécialistes de l'intérieur sont limitées aux grandes forêts, les petits îlots étant composés principalement d'habitats de bordure (Blake 1983; Blake & Karr 1987). Les petits îlots forestiers sont donc principalement occupés par des espèces généralistes qui peuvent utiliser les habitats environnants (Blake 1983; Loman & Von Schantz 1991; Bellamy et al. 1996; Hinsley et al. 1996). L'isolement (i.e. la distance de la forêt et des autres îlots) (Opdam et al. 1984), la composition du paysage (i.e. la couverture totale en forêt et la quantité de haies arbustives) (Saunders et al. 1991; Howe 1984; Hinsley et al. 1995), ainsi que la composition végétale de l'îlot même (Hinsley et al. 1995; Doherty & Grubb 2000) affectent également la composition des communautés d'oiseaux dans les îlots.

#### *Importance des oiseaux dans la lutte biologique*

Plusieurs espèces d'oiseaux consomment de grandes quantités d'invertébrés dont certains sont considérés comme des pestes agricoles. Un estimé de près de 220 espèces ont été rapportées comme consommatrices de pestes, dont les principales familles représentées sont les Ardeidae, Laridae, Corvidae, Picidae, Sturnidae (sous-famille Sturnini) et les Emberizidae (sous-familles Emberizini, Parulini et Icterini) (Kirk et al. 1996).

Bien qu'il s'agisse parfois de faits anecdotiques, plusieurs preuves de l'importance des oiseaux comme contrôleurs de pestes ont été rapportées (Stewart 1975; Dix et al. 1995; Kirk et al. 1996). Par exemple, Tremblay et al. (2000) ont examiné l'impact des oiseaux sur les densités de pestes en excluant à l'aide de cages les oiseaux de

champs de maïs au Québec. Les vers gris (*Agrotis* spp.), charançons (*Sphenophorus* spp.), pucerons (*Rhopalosiphum maidis*) et pyrales du maïs (*Ostrinia nubilalis*) étaient plus abondants aux endroits où les oiseaux étaient exclus et ce, particulièrement près des bordures naturelles. De leur côté, Bollinger et Caslick (1985) ont étudié l'effet des carouges à épaulettes (*Agelaius phoeniceus*) sur les populations de chrysomèles des racines du maïs (*Diabrotica longicornis*) dans l'État de New York aux États-Unis. Ils ont observé que la densité des populations de chrysomèles augmentait linéairement avec l'éloignement d'un dortoir de carouges à épaulettes.

### **Les petits mammifères en milieu agricole**

#### *Facteurs influençant les communautés de petits mammifères dans les champs cultivés*

Malgré leur rôle potentiel de pestes agricoles ou de contrôleurs de pestes, relativement peu de choses sont connues sur l'utilisation des champs cultivés par les petits mammifères tels les souris et campagnols (Cricétidae), souris-sauteuses (Dipodidae) et musaraignes (Soricidae). Wegner et Merriam (1979) ont étudié l'utilisation de divers éléments d'un paysage agricole par les petits mammifères du sud de l'Ontario. Ils ont observé que les souris à pattes blanches (*Peromyscus leucopus*) étaient capturées principalement en forêt mais qu'elles occupaient aussi les champs, alors que la souris-sauteuse des champs (*Zapus hudsonius*) démontrait une préférence marquée pour les champs. En Ohio, Cummings et Vessey (1994) ont observé, eux aussi, que bien que l'habitat de préférence de la souris à pattes blanches était la forêt, elle pouvait être observée dans d'autres habitats tels des champs cultivés et ce, particulièrement à la fin de la saison de croissance. En Illinois aux États-Unis, Getz et Brighty (1986) ont observé

que des huit espèces fréquentant les paysages majoritairement cultivés de maïs et de soya, seules les souris sylvestres (*Peromyscus maniculatus*) et communes (*Mus musculus*) fréquentaient les champs cultivés. Plus loin, au Brésil, Stevens et Husband (1998) n'ont capturé aucun petit mammifère dans les champs cultivés au cours des quatre mois de leur expérience. Ce résultat n'est tout de fois pas généralisable à l'ensemble de l'Amérique du Sud; au Venezuela, Utrera et al. (2000) ont obtenu des densité et diversité d'espèces des champs de maïs comparables à celles des bordures adjacentes, alors que Mills et al. (1991) avaient des densité et diversité plus élevées dans les bordures que dans les champs cultivés en Argentine. Il semble donc que les petits mammifères présentent une réponse sur leur fréquentation des champs cultivés modulée par les besoins en habitats des espèces, la situation géographique, la composition du paysage et la période de l'année (Ramsey & Wilson 2000).

#### *Facteurs influençant les communautés de petits mammifères dans les îlots boisés*

Les réponses des petits mammifères à la fragmentation sont très variables. Dans certains cas, contrairement aux oiseaux, les petits mammifères présentent des densités plus élevées dans de petits îlots boisés que dans de plus grands îlots ou qu'en forêts continues (Adler & Levins 1994; Nupp & Swihart 1996). La surface des îlots boisés peut également avoir des effets importants sur la démographie, la reproduction, le comportement et la morphologie des individus, affectant la structure et la dynamique des populations dans les habitats fragmentés (Adler & Levins 1994; Nupp & Swihart 1996). Ces effets peuvent être attribuables à la présence de bordures abruptes autour des îlots représentant une barrière à la dispersion, à une plus grande productivité végétale dans les petits îlots ou encore à l'absence de prédateurs et de compétiteurs granivores, tels les



écureuils et tamias, dans les petits îlots (Nupp & Swihart 1996). Toutefois, il a déjà été observé que la richesse spécifique et l'abondance peuvent diminuer significativement avec une diminution de la taille du boisé (Dunstan & Fox 1996). D'autres études ont observé des réponses spécifiques à la taille des îlots boisés (Lindenmayer et al. 1999; Nupp & Swihart 2000), ces réponses variant vraisemblablement en fonction des besoins en habitat et de l'habileté à traverser les bordures pour sortir des îlots et assurer la dispersion. Enfin, Bayne et Hobson (1998) n'ont observé aucun effet de la taille des îlots boisés sur l'abondance des petits mammifères.

### **Les effets de bordures**

Les effets de bordures se définissent comme le résultat des interactions entre deux écosystèmes adjacents séparés par une transition abrupte (Murcia 1995). La convergence de deux communautés ou plus dans une bordure peut y accroître la diversité en espèces (Yahner 1988; Lidicker 1999). Toutefois, les bordures peuvent affecter les organismes qui y habitent en causant des changements biotiques et abiotiques. Ces effets ont été bien décrits par Murcia (1995). Les effets abiotiques impliquent des changements au niveau des conditions environnementales, comme la radiation solaire, la force du vent et l'humidité relative. Ces changements peuvent à leur tour affecter la composition et la distribution des espèces près des bordures. Par exemple, certaines plantes sont plus abondantes près des bordures, alors que d'autres y disparaissent. Enfin, les bordures peuvent moduler la dynamique des interactions entre espèces, l'exemple le plus connu étant l'augmentation de la prédation et du parasitisme des nids d'oiseaux près des bordures (Gates & Gysel 1978; Paton 1994).

### *Réponse des arthropodes aux bordures*

Les effets des bordures sur les communautés d'arthropodes sont très peu documentés. Certaines études ont démontré que la richesse spécifique est plus élevée dans les bordures dû à un mélange de communautés de différents habitats (Bedford & Usher 1994) et à de plus grandes concentrations d'arbustes (Jokimaki et al. 1998). Toutefois, les températures élevées et les faibles taux d'humidité rencontrés dans les bordures peuvent aussi être responsables d'une réduction de la diversité spécifique dans ces endroits (Van Wilgenburg et al. 2001).

Les études qui ont comparé les communautés d'insectes des milieux ouverts à celles des milieux forestiers adjacents ont trouvé des assemblages différents (Pajunen et al. 1995; Ingham & Samways 1996; Martin & Major 2001). Par exemple, Bedford et Usher (1994) ont étudié la distribution de carabidés et d'araignées de part et d'autre d'une bordure forestière en milieu agricole. Ils ont observé que les champs cultivés et les îlots forestiers supportaient des communautés différentes. Toutefois, ces deux habitats n'étaient pas isolés l'un de l'autre; les communautés des bordures étaient formées à la fois d'espèces de champs et d'espèces forestières, avec un changement graduel dans leur assemblage.

La réponse des arthropodes face aux bordures semble varier d'une espèce à l'autre selon ses exigences en habitat (espèces spécialistes ou généralistes) (Ingham & Samways 1996; Martin & Major 2001). Il semble donc que certaines espèces généralistes puissent traverser les bordures et se trouver aussi bien en milieu ouvert qu'en milieu forestier (Ingham & Samways 1996; Martin & Major 2001).

### *Réponse des oiseaux aux bordures*

Il a longtemps été reconnu que la diversité et la densité aviaires augmentent près des bordures à cause de la végétation plus dense et diversifiée et d'une plus grande abondance de proies (Gates & Gysel 1978; Strelke & Dickson 1980). Toutefois, en se penchant sur la réponse de chaque espèce face aux bordures, il a été démontré que certains oiseaux expriment effectivement de plus grandes densités près des bordures, alors que d'autres affichent une réponse négative (Ferris 1979; Kroodsma 1982; Kroodsma 1984). Il est cependant difficile de classer les espèces aviaires en fonction de leur réponse aux bordures, une même espèce pouvant afficher des réponses différentes le long de sa réponse géographique (Strelke & Dickson 1980).

Différentes hypothèses peuvent expliquer les comportements d'évitement des espèces aviaires face aux bordures. D'abord, les bordures forestières sont souvent caractérisées par de plus hauts taux de prédation et de parasitisme des nids (Gates & Gysel 1978; Paton 1994), particulièrement en milieu agricole (Bayne & Hobson 1997). Il est donc possible que ce faible succès reproducteur en bordure stimule des mouvements de dispersion (Villard 1998). Les réponses négatives des espèces aviaires face aux bordures peuvent aussi s'expliquer par des changements de microclimats ainsi que de structure et de composition végétales, qui peuvent influencer l'abondance et la composition spécifique des arthropodes (Murcia 1995; Van Wilgenburg et al. 2001).

Kroodsma (1982) a cartographié les territoires d'oiseaux forestiers en bordure d'une ligne de transmission au Tennessee. Elle a observé que les territoires semblaient s'établir en rangées parallèles aux bordures. Ceci semble indiquer que les bordures

agissent comme des barrières naturelles et affectent la disposition spatiale des territoires des oiseaux en milieu forestier.

Très peu d'études ont étudié les réponses comportementales des oiseaux face aux bordures ainsi que leur prédisposition à les traverser. Il semble tout de même que les espèces généralistes soient beaucoup plus enclines à traverser les bordures et à s'aventurer en milieu ouvert que les espèces spécialistes de l'intérieur (Rail et al. 1997).

#### *Réponse des petits mammifères aux bordures*

Peu de choses sont connues sur les effets des bordures sur les petits mammifères, et les résultats obtenus par les différentes études semblent contradictoires. La plupart des études en milieu de coupe forestière ont observé une augmentation des abondance et richesse spécifique en bordure (Hansson 1994; Sekgororoane & Dilworth 1995; Menzel et al. 1999). Toutefois, ces réponses sont spécifiques, certaines espèces semblant adopter un comportement d'évitement des bordures (Mills 1995) et d'autres ne semblant pas être affectées par la présence de bordures (Menzel et al. 1999). En milieu agro-forestier, des études n'ont observé aucune différence dans l'abondance et la diversité spécifique entre les bordures et l'intérieur des îlots (Bayne & Hobson 1998; Heske 1995), alors que d'autres ont obtenu des augmentations de la diversité et de l'abondance en s'éloignant des bordures (Stevens & Husband 1998). Dans ce milieu également, les réponses semblent spécifiques, les souris sylvestres fréquentant davantage les bordures que l'intérieur des forêts (Bayne & Hobson 1998).

Bien que les milieux ouverts et fermés semblent présenter des communautés distinctes (Hansson 1994; Mills 1995), les prédispositions des petits mammifères à traverser les bordures sont méconnues.

### **Effets des pesticides sur la faune en milieu agricole**

Les pesticides, qui comprennent les herbicides, les insecticides et les fongicides, sont des produits chimiques fabriqués pour tuer les pestes agricoles mais qui peuvent affecter des espèces non ciblées. Bien que les produits bioaccumulables et persistants dans l'environnement comme le DDT et autres organochlorés aient été bannis, certains pesticides utilisés aujourd'hui dans la culture du maïs peuvent influencer grandement l'abondance et la diversité de la faune dans les agroécosystèmes et ce, directement et indirectement (Kendall & Akerman 1992).

Le carbofuran est un insecticide utilisé dans la culture du maïs pour contrôler la chrysomèle des racines du maïs et la pyrale du maïs. Ce produit a causé des incidents de morts et de contaminations massives d'une faune abondante et variée aux États-Unis et au Canada (Kendall & Akerman 1992; Mineau 1993; Stinson et al. 1994), la consommation d'un seul granulé pouvant entraîner la mort d'un petit oiseau chanteur (Mineau 1993). La consommation d'invertébrés est une autre voie d'exposition puisque le carbofuran peut adhérer et contaminer leurs tissus (Mineau 1993). Des études sur le terrain ont ainsi rapporté des données de contamination d'oisillons passereaux vivant à proximité de champs de maïs, révélant que des invertébrés contaminés peuvent être ramenés au nid (Mineau 1993).

Des doses sublétales de pesticides peuvent également perturber les organismes de diverses façons et affecter les populations à long terme. Par exemple, des oiseaux exposés à des doses sublétales d'insecticides du groupe des organophosphorés peuvent afficher des comportements anormaux pouvant entraîner une mort différée, comme une recherche inefficace de la nourriture, l'abandon du nid ou l'exposition à la prédation (Kendall & Akerman 1992; Tiebout & Brugger 1995).

Certains herbicides et insecticides présentent des propriétés toxiques pour plusieurs arthropodes bénéfiques, comme les coléoptères et hyménoptères (Freemark & Boutin 1995; McLaughlin & Mineau 1995). Suite à l'utilisation d'herbicides, il a été observé que l'abondance d'insectes nuisibles augmente, alors que l'abondance et la diversité des insectes bénéfiques diminuent (Freemark & Boutin 1995). De plus, des résidus de certains herbicides, comme l'atrazine et le 2,4-D, peuvent s'accumuler dans les champs suite à des traitements consécutifs et présenter des propriétés de persistance et de toxicité (Freemark & Boutin 1995). L'application de pesticides peut donc affecter directement et indirectement la faune en présentant des propriétés toxiques et en entraînant des changements au niveau des communautés végétales et d'arthropodes (Freemark & Boutin 1995).

### **L'utilisation de traceurs biogéochimiques dans l'étude des chaînes alimentaires**

Les méthodes traditionnelles d'étude du régime alimentaire des animaux impliquent des observations visuelles et l'analyse de fragments de nourriture non digérés, comme les contenus stomacaux et les fèces. Ces méthodes demandent beaucoup de temps et sont sujettes à des erreurs, principalement celles dues aux différences entre

observateurs (DeNiro & Epstein 1978). Par exemple, Nakano et Murakami (2001) ont alloué près de 3500 heures-personnes dans une étude impliquant l'établissement de la composition du régime alimentaire d'oiseaux riverains et de poissons. L'utilisation des traceurs biogéochimiques comme les isotopes stables comporte donc plusieurs avantages par rapports aux méthodes traditionnelles. La signature isotopique d'un individu reflétant celle de sa nourriture, elle donne des informations sur la nourriture qui a été assimilée, et non seulement ingérée. De plus, les tissus présentant différents taux de renouvellement en isotopes stables, l'analyse de plusieurs tissus d'un même individu peut fournir des informations sur le régime alimentaire à la fois sur une courte et une longue période (Hobson & Clark 1993).

#### *Introduction à l'utilisation des isotopes stables*

Les isotopes sont des atomes d'un même élément qui comportent un nombre différent de neutrons. Ils présentent donc des différences de masse tout en conservant leurs propriétés chimiques (Kendall & McDonnell 1998). Les éléments tels que le carbone ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ), l'azote ( $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ), le soufre ( $^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$ ), l'hydrogène ( $^2\text{H}/^1\text{H}$ ) et l'oxygène ( $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ ), éléments les plus utilisés dans l'étude des écosystèmes, présentent tous plus d'une forme isotopique. Parce que ces formes isotopiques présentent des différences de masse, elles réagissent différemment aux cours des différents processus biogéochimiques (Lajtha & Michener 1994).

La composition isotopique naturelle des organismes peut être établie avec précision à l'aide d'un spectromètre de masse, qui mesure le ratio de l'abondance de l'isotope lourd sur celui de l'isotope léger d'un échantillon ( $R_{\text{éc}}$ ) et le compare à celui

d'un standard ( $R_{st}$ ). Les standards utilisés varient en fonction de l'élément étudié. Il s'agit d'un carbonate fossilisé, le PDB, pour le carbone, et de l'air atmosphérique pour l'azote (Lajtha & Michener 1994). La différence entre ces ratios ( $\delta$ ) est exprimée en unité par mille (‰) selon l'équation suivante :

$$\delta(\text{‰}) = R_{éc} - R_{st} / R_{st} * 1000 \text{ ou encore } (R_{éc} / R_{st} - 1) * 1000 \quad (1)$$

Ainsi, plus  $\delta$  est élevé, plus l'échantillon contient une proportion élevée de l'isotope lourd, et vice-versa. Une valeur positive du  $\delta$  signifie que l'échantillon contient proportionnellement plus d'isotope lourd que le standard, alors qu'une valeur négative du  $\delta$  indique que l'échantillon en contient moins (Lajtha & Michener 1994).

Parce que les isotopes lourds et légers n'ont pas la même masse, ils réagissent différemment au cours des différents processus chimiques et biologiques, comme par exemple au cours de la photosynthèse. C'est ce qui entraîne un fractionnement isotopique, exprimé par  $\Delta\delta$  :

$$\Delta\delta = \delta_{\text{Substrat}} - \delta_{\text{Produit}} \quad (2)$$

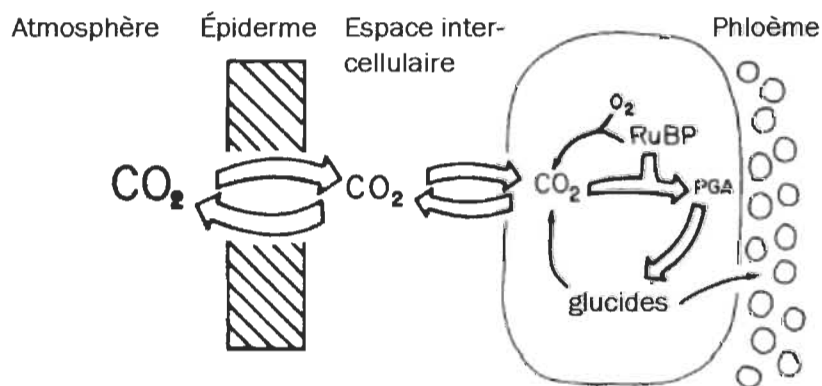
De ce fractionnement isotopique peut résulter un enrichissement ou un appauvrissement de la quantité de l'isotope lourd.

L'utilité des ratios d'isotopes stables dans l'étude des écosystèmes découle du fait que les fractionnements qui ont cours dans les processus naturels sont prévisibles, et qu'il est donc possible de prédire la composition isotopique des organismes vivants. L'utilisation de ces traceurs connaît une popularité croissante en écologie (Peterson & Fry 1987).



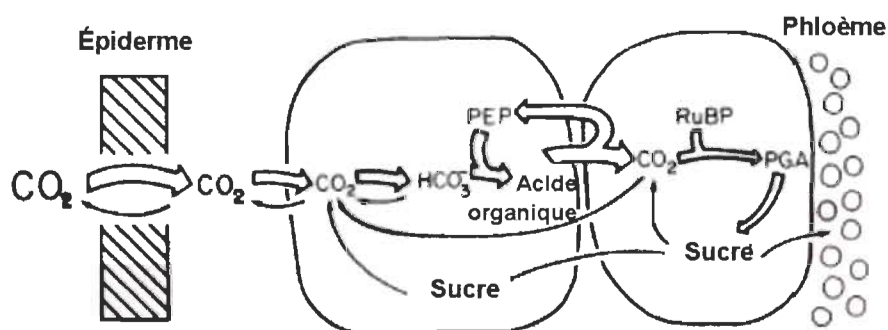
## Le carbone

Les isotopes stables du carbone peuvent être utilisés pour distinguer les plantes  $C_3$  des plantes  $C_4$ , qui utilisent deux modes de photosynthèse distincts, bien décrits par Campbell (1995). Chez les plantes  $C_3$ , le  $CO_2$  est fixé par l'enzyme ribulose biphosphate carboxylase (RuBP) au cours du cycle de Calvin pour former le 3-phosphoglycérate (PGA), un composé à trois atomes de carbone (Figure 4). Le site actif de cette enzyme présente également une affinité pour l'oxygène. Ainsi, lorsque le  $CO_2$  est moins abondant dans les feuilles, comme par temps chaud et sec lorsque les stomates sont fermés, elle peut fixer l'oxygène par un processus appelé photorespiration qui diminue le rendement de la photosynthèse. Chez les plantes  $C_4$ , le  $CO_2$  est d'abord fixé par l'enzyme PEP-carboxylase pour former un composé à quatre atomes de carbone (Figure 5). Plus tard, ce composé rend disponible le  $CO_2$  pour le cycle de Calvin. Contrairement à la RuBP carboxylase, la PEP-carboxylase n'a aucune affinité pour l'oxygène. Les plantes  $C_4$  peuvent donc fixer le  $CO_2$  de façon plus efficace que les plantes  $C_3$ , sans baisses de production dues à la photorespiration.



**Figure 4.** Principales étapes de la fixation du carbone lors de la photosynthèse chez les plantes  $C_3$ . Source : O'Leary (1988).

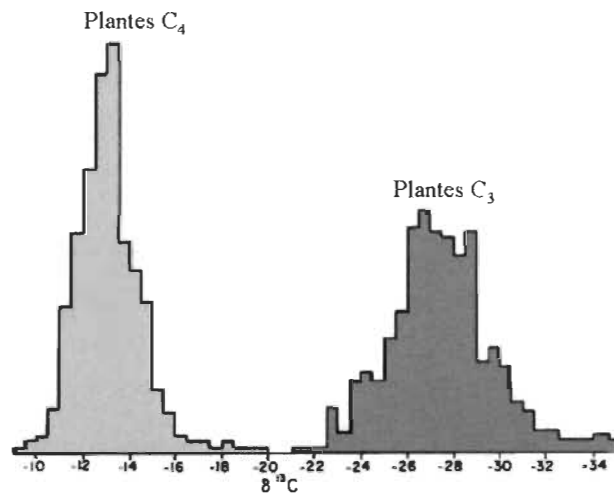
En absence d'activité industrielle, le  $\delta^{13}\text{C}$  du dioxyde de carbone atmosphérique est de -8‰ (O'Leary 1988). Les plantes contiennent moins de  $^{13}\text{C}$  que l'atmosphère en raison de réactions physiques et chimiques qui discriminent l'isotope lourd du carbone en faveur de l'isotope léger lors de la photosynthèse (Lajtha & Marshall 1994). Le principal facteur déterminant la composition isotopique des plantes est le fractionnement qui a lieu lors de l'absorption du  $\text{CO}_2$ . Parce que le  $^{13}\text{C}$  est plus lourd que le  $^{12}\text{C}$ , la diffusion du  $^{13}\text{CO}_2$  est plus lente que celle du  $^{12}\text{CO}_2$ ; le  $^{13}\text{C}$  est donc moins assimilé par les plantes. En conséquence, les plantes présentent des  $\delta^{13}\text{C}$  encore plus négatifs que celui de l'atmosphère (O'Leary 1988).



**Figure 5.** Principales étapes de la fixation du carbone lors de la photosynthèse chez les plantes  $\text{C}_4$ . Source : O'Leary (1988).

Chez les plantes  $\text{C}_3$  (Figure 4), le  $\text{CO}_2$  atmosphérique diffuse d'abord au travers l'épiderme et les stomates jusqu'à l'intérieur de la plante par un processus réversible dont le fractionnement est d'environ 4‰. La carboxylation par l'enzyme RuBP discrimine davantage l'isotope lourd, avec un fractionnement ( $\Delta\delta$ ) de 29‰ (O'Leary 1988). Si l'assimilation du carbone était limitée uniquement par le processus de carboxylation, le fractionnement serait de 29‰ et les plantes auraient un  $\delta^{13}\text{C}$  de -37‰. À l'autre extrême, si l'assimilation du carbone était limitée uniquement par les processus de diffusion, le

fractionnement serait de 4‰ et les plantes auraient un  $\delta^{13}\text{C}$  de -12‰ (Lajtha & Marshall 1994). En réalité, le fractionnement total se trouve entre le fractionnement dû à la diffusion et celui dû à la carboxylation et les plantes  $\text{C}_3$  ont un  $\delta^{13}\text{C}$  compris entre -22 et -30‰ (Figure 6) (Cerling et al. 1997) pour une moyenne d'environ -27‰ (Lajtha & Marshall 1994).



**Figure 6.** Histogramme de la distribution du  $\delta^{13}\text{C}$  des plantes  $\text{C}_3$  et  $\text{C}_4$ . Source : O'Leary (1988).

La composition isotopique des plantes  $\text{C}_4$  diffère substantiellement de celle des plantes  $\text{C}_3$  parce que la première enzyme de carboxylation est beaucoup moins discriminante pour l'isotope lourd (O'Leary 1988). Après avoir pénétré dans la plante par les mêmes processus de diffusion que pour les plantes  $\text{C}_3$ , le  $\text{CO}_2$  est pris en charge par l'enzyme PEP-carboxylase (Figure 5). Cette réaction équivaut à un fractionnement de 5-6‰. Les produits de cette réaction sont ensuite pris en charge par l'enzyme RuBP, qui discrimine légèrement l'isotope lourd du carbone (O'Leary 1988). Ainsi, les fractionnements subits au cours de la diffusion et de l'action des enzymes PEP-carboxylase et RuBP déterminent la composition isotopique des plantes  $\text{C}_4$ , qui ont un  $\delta^{13}\text{C}$  entre -10 et -14‰ (Figure 6) (Cerling et al. 1997).

Il est généralement établi que la composition isotopique en carbone d'un animal reflète la composition isotopique de son alimentation avec un léger facteur d'enrichissement de 1-2‰ (DeNiro & Epstein 1978; Hobson & Clark 1992a; Mizutani et al. 1992; Hobson & Clark 1993; Ostrom et al. 1997). Chez les oiseaux, il a été démontré expérimentalement que la plupart des tissus étaient enrichis entre 1 et 6‰ par rapport à la nourriture (Kelly 2000). Toutefois, les  $\delta^{13}\text{C}$  des muscles et du corps entier sont peu enrichis comparativement au régime alimentaire, avec un fractionnement de 1-2‰ (Kelly 2000), et le sang présente un fractionnement de moins de 1‰ (Hobson & Clark 1992a).

La signature en carbone étant conservée dans la chaîne alimentaire, ceci en fait un excellent indicateur de la source de carbone lorsque deux sources présentant des différences isotopiques suffisantes sont disponibles pour un même consommateur. Plusieurs études ont ainsi démontré la contribution de plantes  $\text{C}_3$  et  $\text{C}_4$  dans le régime alimentaire de plusieurs animaux, tant chez les vertébrés (Ambrose & DeNiro 1986; Alisauskas & Hobson 1993; Magnusson et al. 1999) que chez les invertébrés (Teeri & Schoeller 1979; Ostrom et al. 1997; Briones et al. 1999; Magnusson et al. 1999).

Dans une étude impliquant un changement d'alimentation chez des gerboises (*Meriones unguiculatus*) élevées en laboratoire, Tieszen et al. (1983) ont démontré que le taux de renouvellement des isotopes de carbone d'un tissu varie proportionnellement avec le taux métabolique de ce tissu. Dans des études semblables impliquant différentes espèces d'oiseaux, Hobson et Clark (1992a,b) ont établi que le foie a le taux de renouvellement le plus rapide, suivi du sang, des muscles et des os, alors que les plumes conservent la signature isotopique du régime alimentaire de l'animal du moment de leur croissance. Les oiseaux intégreraient donc la signature isotopique de leur nourriture sur

une période de temps proportionnelle à leur métabolisme et inversement proportionnelle à leur masse. Les ratios isotopiques du sang reflètent celles du régime alimentaire, avec un taux de renouvellement de 11.4 jours pour la caille (Hobson & Clark 1992a; Hobson & Clark 1993). Ainsi, lorsque les oiseaux peuvent être capturés vivants, il n'est pas nécessaire de les sacrifier pour obtenir leur signature isotopique.

### *L'azote*

Une grande partie de l'azote de la biosphère est présente sous forme de  $N_2$  dissous dans l'atmosphère. Cet azote a un rapport isotopique  $^{15}N/^{14}N$  constant d'environ 0‰ (Mariotti 1983). Plusieurs fractionnements importants ont lieu au cours des différentes étapes du cycle de l'azote (par exemple fixation biologique, minéralisation, volatilisation, nitrification) (Macko & Ostrom 1994), faisant en sorte que la plupart des sols ont un  $\delta^{15}N$  entre -10 et +15‰ (Kendall & McDonnell 1998). Les plantes peuvent utiliser l'azote sous diverses formes (par exemple  $NH_4$ ,  $NO_3$ ,  $N_2$ ,  $NO_2$ ) et leur signature isotopique en azote dépend des conditions environnementales. Ainsi, la majorité des plantes ont un  $\delta^{15}N$  compris entre -5 et +2‰ (Kendall & McDonnell 1998).

L'utilisation d'engrais chimiques et d'origine animale influence grandement la signature isotopique en azote du sol et des plantes. Le  $\delta^{15}N$  des engrais chimiques varie entre -4 et +4‰ et leurs sols ont généralement un  $\delta^{15}N$  légèrement plus faible que les sols naturels. Les nitrates dérivés des engrais d'origine animale ont un  $\delta^{15}N$  beaucoup plus élevé compris entre +10 et +20‰ (Kendall & McDonnell 1998; Hebert & Wassenaar 2001). Ces différences isotopiques peuvent être utiles pour déterminer l'environnement source d'azote d'une chaîne alimentaire (Hebert & Wassenaar 2001).

Les animaux ont généralement un  $\delta^{15}\text{N}$  de 3-5‰ de plus que leur nourriture (DeNiro & Epstein 1981; Minigawa & Wada 1984; Peterson & Fry 1987; Kelly 2000). Cet enrichissement peut être très utile pour déterminer le niveau trophique d'une espèce ou d'un individu dans une chaîne alimentaire, ou encore pour estimer la complexité d'une chaîne alimentaire (Peterson & Fry 1987; Cabana & Rasmussen 1994; Ponsard & Ardit 2000). Toutefois, des différences dans les taux de fractionnement ont été observées entre tissus. Chez les oiseaux et les mammifères, les plumes, les os et la peau sont généralement enrichis en  $^{15}\text{N}$  comparativement à la majorité des autres tissus, alors que la signature isotopique des muscles semble bien refléter celle de l'ensemble du corps (DeNiro & Epstein 1981; Hobson & Clark 1992b; Mizutani et al. 1992). Comme le sang a une signature isotopique semblable à celle des muscles, des échantillons de sang prélevés sur des organismes vivants devraient pouvoir être utilisés pour des analyses isotopiques de l'azote (Hobson & Clark 1992a; Alisauskas & Hobson 1993).

#### *Utilisation des isotopes stables dans l'étude des mouvements et des migrations*

Les isotopes du carbone, de l'azote, du deutérium et du strontium ont été largement utilisés pour tracer l'origine et les grands mouvements migratoires de plusieurs espèces animales dont des baleines, des chauve-souris et des oiseaux migrateurs (Hobson 1999). Toutefois, peu d'études se sont penchées sur les mouvements entre habitats adjacents. La proximité d'habitats aux signatures isotopiques différentes crée une bordure de fort gradient isotopique : l'écotone isotopique. Ainsi, lorsque ces habitats présentent des différences isotopiques suffisantes, il devient possible d'étudier les mouvements des organismes de part et d'autre de cette bordure. Par exemple, en utilisant les différences

isotopiques entre un marais salant et une prairie, Harding et Stevens (2001) ont pu clarifier les patrons spatiaux et temporels de prédation de rongeurs par les rapaces diurnes. De leur côté, Ben-David et al. (1997) ont utilisé les différences isotopiques de deux types de proies, les campagnols et les carcasses de saumons (*Oncorhynchus sp.*), afin d'en étudier les patrons d'utilisation temporels chez la martre (*Martes americana*).

L'abondance des plantes C<sub>4</sub> est fortement corrélée avec des températures minimales élevées durant la période de croissance. Leur distribution géographique varie donc avec le climat (Teeri & Stowe 1976). Au Québec, peu de plantes indigènes (de 10 à 30 % des herbacées) sont de type C<sub>4</sub> (Teeri & Stowe 1976; Macfadden et al. 1999). Le maïs étant une plante introduite de type C<sub>4</sub>, les différences isotopiques pour le carbone entre les champs de maïs et les îlots forestiers devraient être importantes. De plus, des différences isotopiques pour l'azote devraient être observées puisque l'épandage de fumiers modifie fortement la signature isotopique en azote du sol et des plantes (Kendall & McDonnell 1998). Les différences isotopiques entre les îlots forestiers et les champs de maïs devraient donc être suffisantes pour étudier les mouvements d'organismes entre ces habitats.

## Références du chapitre 1

Adler GH, Levins R (1994) The island syndrome in rodent populations. *The Quarterly Review of Biology* 69: 473-490

Alisauskas RT, Hobson KA (1993) Determination of lesser snow goose diets and winter distribution using stable isotope analysis. *Journal of Wildlife Management* 57:49-54

Ambrose SH, DeNiro MJ (1986) The isotopic ecology of east african mammals. *Oecologia* 69:395-406

Ambuel B, Temple SA (1983) Area-dependent changes in the bird communities and vegetation of Southern Wisconsin forests. *Ecology* 64:1057-1068

Arnold GW (1983) The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerows, and area of woodland and garden on bird numbers on farmland. *Journal of Applied Ecology* 20:731-750

Bayne EM, Hobson KA (1997) Comparing the effects of landscape fragmentation by forestry and agriculture on predation of artificial nests. *Conservation Biology* 11:1418-1429

Bayne EM, Hobson KA (1998) The effects of habitat fragmentation by forestry and agriculture on the abundance of small mammals in the southern boreal mixedwood forest. *Canadian Journal of Zoology* 76: 62-69

Bedford SE, Usher MB (1994) Distribution of arthropod species across the margins of farm woodlands. *Agriculture Ecosystems & Environment* 48:295-305

Bélanger L, Grenier M, Deslandes S (1999) Bilan des habitats et de l'occupation du sol dans le sud du Québec. Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec, site internet : [www.qc.ec.gc.ca/faune/bilan/bilanhabitat.html](http://www.qc.ec.gc.ca/faune/bilan/bilanhabitat.html)

Bellamy PE, Hinsley SA, Newton I (1996) Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England. *Journal of Applied Ecology* 33:249-262



- Ben-David M, Flynn RW, Schell DM (1997) Annual and seasonal changes in diets of martens: evidence from stable isotope analysis. *Oecologia* 111:280-291
- Berg A, Part T (1994) Abundance of breeding farmland birds on arable and set-aside fields at forest edges. *Ecography* 17:147-152
- Best LB, Whitmore RC, Booth GM (1990) Use of cornfields by birds during the breeding season: The importance of edge habitat. *American Midland Naturalist* 123:84-99
- Best LB (2001) Temporal patterns of bird abundance in cornfield edges during the breeding season. *American Midland Naturalist* 146:94-104
- Best LB, Freemark KE, Dinsmore JJ, Camp M (1995) A review and synthesis of habitat use by breeding birds in agricultural landscapes of Iowa. *American Midland Naturalist* 134:1-29
- Bhar R, Fahrig L (1998) Local vs. landscape effects of woody field borders as barriers to crop pest movement. *Conservation Ecology* 2: Available on the internet: [www.consecol.org/vol2/iss2/art3](http://www.consecol.org/vol2/iss2/art3)
- Blake JG, Karr JR (1987) Breeding birds of isolated woodlots area and habitat relationships. *Ecology* 68:1724-1734
- Blake JG (1983) Trophic structure of bird communities in forest patches in east-central Illinois. *Wilson Bulletin* 95:416-430
- Bollinger EK, Caslick JW (1985) Northern corn rootworm beetle densities near a red-winged blackbird roost. *Canadian Journal of Zoology* 63:502-505
- Boutin C, Freemark KE, Kirk DA (1999a) Farmland birds in southern Ontario: Field use, activity patterns and vulnerability to pesticide use. *Agriculture Ecosystems & Environment* 72:239-254
- Boutin C, Freemark KE, Kirk DA (1999b) Spatial and temporal patterns of bird use of farmland in southern Ontario. *Canadian Field-Naturalist* 113:430-460

- Bowden J, Dean GJW (1977) The distribution of flying insects in and near a tall hedgerow. *Journal of Applied Ecology* 14:343-354
- Briones MJJ, Bol R, Sleep D, Sampedro L, Allen D (1999) A dynamic study of earthworm feeding ecology using stable isotopes. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 13:1300-1304
- Cabana G, Rasmussen JB (1994) Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature* 372:255-257
- Campbell NA (1995) *Biologie*. Éditions du Renouveau Pédagogique, Canada.
- Cerling TE, Harris JM, Macfadden BJ, Leakey MG, Quade J, Eisenmann V, Ehleringer JR (1997) Global vegetation change through the miocene/pliocene boundary. *Nature* 389:153-158
- Clark MS, Luna JM, Stone ND, Youngman RR (1994) Generalist predator consumption of armyworm (lepidoptera: noctuidae) and effect of predator removal on damage in no-till corn. *Environmental Entomology* 23:617-622
- Coombes DS, Sotherton NW (1986) The dispersal and distribution of polyphagous predatory Coleoptera in cereals. *Annals of Applied Biology* 108:461-474
- Cummings JR, Vessey SH (1994) Agricultural influences on movement patterns of white-footed mice (*Peromyscus leucopus*). *American Midland Naturalist* 132:209-218
- De Graaf RM, Tilghman NG, Anderson SH (1985) Foraging guilds of North American Birds. *Environmental Management* 9:493-536
- DeNiro MJ, Epstein S (1978) Influence of the diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42:495-506
- DeNiro MJ, Epstein S (1981) Influence of the diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45:341-351

Dennis P, Fry GLA (1992) Field margins: Can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland? *Agriculture Ecosystems & Environment* 40:95-115

Dennis P, Thomas MB, Sotherton NW (1994) Structural features of field boundaries which influence the overwintering densities of beneficial arthropod predators. *Journal of Applied Ecology* 31:361-370

Desender K, Alderweireldt M (1988) Population dynamics of adult and larval carabid beetles in a maize field and its boundary. *Journal of Applied Entomology* 106:13-19

Desrochers A, Hannon SJ (1997) Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Conservation Biology* 11:1204-1210

Dix ME, Johnson RJ, Harrell MO, Case RM, Wright RJ, Hodges L, Brandle JR, Schoeneberger MM, Sunderman NJ, Fitzmaurice RL, Young LJ, Hubbard KG (1995) Influences of trees on abundance of natural enemies of insect pests: A review. *Agroforestry Systems* 29:303-311

Doherty PFJ, Grubb TCJ (2000) Habitat and landscape correlates of presence, density, and species richness of birds wintering in forest fragments in Ohio. *Wilson Bulletin* 112:388-394

Domon G (1994) La transformation du contexte d'exploitation et l'avenir des paysages agroforestiers du sud du Québec. *Trames* 9:13-19

Duelli P, Struder M, Marchand I, Jakob S (1990) Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biological Conservation* 54:193-207

Dunstan, C.E. and Fox, B.J. 1996. The effects of fragmentation and disturbance of rainforest on ground-dwelling small mammals on the Robertson Plateau, New South Wales, Australia. *Journal of Biogeography* 23: 187-201

Dyer LE, Landis DA (1997) Influence of noncrop habitats on the distribution of *Eriborus terebrans* (Hymenoptera: Ichneumonidae) in cornfields. *Biological Control* 26:924-932

Environnement Québec (2001) Portrait global de la qualité des eaux au Québec.

<http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/sys-image/global/global3.htm>

Fahrig L, Jonsen I (1998) Effect of habitat patch characteristics on abundance and diversity of insects in an agricultural landscape. *Ecosystems* 1:197-205

Ferris CR (1979) Effects of interstate 95 on breeding birds in northern Maine. *Journal of Wildlife Management* 43:421-427

Freemark K, Boutin C (1995) Impacts of agricultural herbicide use on terrestrial wildlife in temperate landscapes: A review with special reference to North America. *Agriculture Ecosystems & Environment* 52:67-91

Gates EJ, Mosher JA (1981) A functional approach to estimating habitat edge width for birds. *American Midland Naturalist* 105:189-192

Gates JE, Gysel LW (1978) Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology* 59:871-883

Gauthier J, Aubry Y (1995) Les Oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional . Association Québécoise des Groupes d'Ornithologues, Montréal, Québec.

Getz LL, Brighty E (1986) Potential effects of small mammals in high-intensity agricultural systems in east-central Illinois, U.S.A. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 15: 39-50

Giroux I (1999) Contamination de l'eau par les pesticides dans les régions de culture de maïs et de soya au Québec. Ministère de l'Environnement du Québec. Québec.

Hansson L (1994) Vertebrate distributions relative to clear-cut edges in a boreal forest landscape. *Landscape Ecology* 9: 105-115

Harding EK, Stevens E (2001) Using stable isotopes to assess seasonal patterns of avian predation across a terrestrial-marine landscape. *Oecologia* 129:436-444

- Hebert CE, Wassenaar LI (2001) Stable nitrogen isotopes in waterfowl feathers reflect agricultural land use in western Canada. *Environmental Science & Technology* 35:3482-3487
- Heske EJ (1995) Mammalian abundances on forest-farm edges versus forest interiors in southern Illinois: Is there an edge effect? *Journal of Mammalogy* 76: 562-568
- Hinsley SA, Bellamy PE, Newton I, Sparks TH (1995) Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *Journal of Avian Biology* 26:94-104
- Hinsley SA, Bellamy PE, Newton I, Sparks TH (1996) Influences of population size and woodland area on bird species distributions in small woods. *Oecologia* 105:100-106
- Hobson KA, Clark RG (1993) Turnover of  $^{13}\text{C}$  in cellular and plasma fractions of blood: implications for nondestructive sampling in avian dietary studies. *Auk* 110:638-641
- Hobson KA, Clark R.G. (1992a) Assessing avian diets using stable isotopes: I. Turnover of carbon-13 in tissues. *Condor*, 94,181-188
- Hobson KA, Clark RG (1992b) Assessing avian diets using stable isotopes: II. Factors influencing diet-tissue fractionation. *Condor* 94:189-197
- Hobson KA (1999) Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: A review. *Oecologia* 120:314-326
- Holland J, Fahrig L (2000) Effect of woody borders on insect density and diversity in crop fields: A landscape-scale analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 78:115-122
- Howe RW (1984) Local dynamics of bird assemblages in small forest habitat islands in Australia and North America. *Ecology* 65:1585-1601
- Hurd CR (1996) Interspecific attraction to the mobbing calls of black-capped chickadees (*Parus atricapillus*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 38:287-292

Ingham DS, Samways MJ (1996) Application of fragmentation and variegation models to epigaeic invertebrates in South Africa. *Conservation Biology* 10:1353-1358

Jokimaki J, Huhta E, Itamies J, Rahko P (1998) Distribution of arthropods in relation to forest patch size, edge, and stand characteristics. *Canadian Journal of Forest Research* 28:1068-1072

Kelly JF (2000) Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. *Canadian Journal of Zoology* 78:1-27

Kendall C, McDonnell JJ (1998) *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*. Elsevier, New York.

Kendall RJ, Akerman J (1992) Terrestrial wildlife exposed to agrochemicals: an ecological risk assessment perspective. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11:1729-1749

Kirk DA, Boutin C, Freemark KE (2001) A multivariate analysis of bird species composition and abundance between crop types and seasons in southern Ontario, Canada. *Ecoscience* 8:173-184

Kirk DA, Evenden MD, Mineau P (1996) Past and current attempts to evaluate the role of birds as predators of insect pests in temperate agriculture. *Current Ornithology* 13:175-269

Kroodsma RL (1982) Edge effect on breeding forest birds along a power-line corridor. *Journal of Applied Ecology* 19:361-370

Kroodsma RL (1984) Effect of edge on breeding forest bird species. *Wilson Bulletin* 96:426-436

Lagerlof J, Wallin H (1993) The abundance of arthropods along two field margins with different types of vegetation composition: an experimental study. *Agriculture Ecosystems & Environment* 43:141-154

Lajtha K, Marshall JD (1994) Sources of variation in the stable isotopic composition of plants. In: Lajtha K, Michener RH (eds) *Stables isotopes in ecology and environmental science*. Blackwell Scientific, London, pp 1-21

Lajtha K, Michener RH (1994) *Stables isotopes in ecology and environmental science*. Blackwell Scientific, London.

Lang A, Filser J, Henschel JR (1999) Predation by ground beetles and wolf spiders on herbivorous insects in a maize crop. *Agriculture Ecosystems & Environment* 72:189-199

Lewis T (1969a) The distribution of flying insects near a low hedgerow. *Journal of Applied Ecology* 6:443-452

Lewis T (1969b) The diversity of the insect fauna in a hedgerow and neighbouring fields. *Journal of Applied Ecology* 6:453-458

Lidicker WZ (1999) Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology* 14:333-343

Lindenmayer D, Cunningham R, Pope M (1999) A large-scale "experiment" to examine the effects of landscape context and habitat fragmentation on mammals. *Biological Conservation* 88: 387-403

Loman J, Von Schantz T (1991) Birds in a farmland: More species in small than in large habitat island. *Conservation Biology* 5:176-188

Luczak J (1979) Spiders in agrocoenoses. *Polish Ecological Studies* 5:151-200

Macfadden BJ, Cerling TE, Harris JM, Prado J (1999) Ancient latitudinal gradients of C3/C4 grasses interpreted from stable isotopes of new world pleistocene horse (equus) teeth. *Global Ecology and Biogeography* 8:137-149

Macko SA, Ostrom NE (1994) Pollution studies using stable isotopes. In: Lajtha K, Michener RH (eds) *Stables isotopes in ecology and environmental science* Blackwell Scientific, London, pp 45-61

- Magnusson WE, Carmozina de Araujo M, Cintra R, Lima AP, Martinelli LA, Sanaiotti TM, Vasconcelos HL, Victoria RL (1999) Contributions of C3 and C4 plants to higher trophic levels in an Amazonian savanna. *Oecologia* 119:91-96
- Mariotti A (1983) Atmospheric nitrogen is a reliable standard for natural  $^{15}\text{N}$  abundance measurements. *Nature* 303:685-687
- Martin TE (1981) Limitation in small habitats islands: Chance or competition? *The Auk* 98:715-734
- Martin TJ, Major RE (2001) Changes in wolf spider (Araneae) assemblages across woodland-pasture boundaries in the central wheat-belt of New South Wales, Australia. *Austral Ecology* 26:264-274
- Mauremooto JR, Wratten SD, Worner SP, Fry GLA (1995) Permeability of hedgerows to predatory carabid beetles. *Agriculture Ecosystems & Environment* 52:141-148
- McLaughlin A, Mineau P (1995) The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture Ecosystems & Environment* 55:201-212
- Menzel MA, Ford WM, Laerm J, Krishon D (1999) Forest to wildlife opening: habitat gradient analysis among small mammals in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management* 144:227-232
- Mills JN, Ellis BA, McKee KT, Maiztegui JI, Childs JE (1991) Habitat associations and relative densities of rodent populations in cultivated areas of Central Argentina. *Journal of Mammalogy* 72: 470-749
- Mills SL (1995) Edge effects and isolation: Red-backed voles on forest remnants. *Conservation Biology* 9: 395-403
- Mineau P (1993) The hazard of carbofuran to birds and other vertebrate wildlife. Environment Canada, Hull, Québec, Canadian Wildlife Service. Technical Report Serie No. 177



- Minigawa M, Wada E (1984) Stepwise enrichment of  $^{15}\text{N}$  along food chains: further evidence and the relation between  $^{15}\text{N}$  and age. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48:1135-1140
- Mizutani H, Fukuda M, Kabaya Y (1992) Carbon-13 and nitrogen-15 enrichment factors of feathers of 11 species of adult birds. *Ecology* 73:1391-1395
- Murcia C (1995) Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10:58-62
- Murdoch WW, Chesson J, Chesson PL (1985) Biological control in theory and practice. *American Naturalist* 125:344-366
- Nakano S, Murakami M (2001) Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98:166-170
- Nupp TE, Swihart RK (1996) Effect of forest patch area on population attributes of white-footed mice ( *Peromyscus leucopus*) in fragmented landscapes. *Canadian Journal of Zoology* 74: 467-472
- Nupp TE, Swihart RK (2000) Landscape-level correlates of small-mammal assemblages in forest fragments of farmland. *Journal of Mammalogy* 81: 512-526
- O'Leary M (1988) Carbon isotopes in photosynthesis. *BioScience* 38:328-336
- Opdam P, Van Dorp D, Ter Braak JF (1984) The effect of isolation on the number of woodland birds in small woods in the Netherlands. *Journal of biogeography* 11:473-478
- Ostrom PH, Colunga-Garcia M, Gage SH (1997) Establishing pathways of energy flow for insect predators using stable isotope ratios: Field and laboratory evidence. *Oecologia* 109:108-113

- Pajunen T, Haila Y, Halme E, Niemela J, Punttila P (1995) Ground-dwelling spiders (arachnida, araneae) in fragmented old forests and surrounding managed forests in southern Finland. *Ecography* 18:62-72
- Paton PWC (1994) The effect of edge on avian nest success: How strong is the evidence? *Conservation Biology* 8:17-26
- Peterson BJ, Fry B (1987) Stable Isotopes in Ecosystem Studies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18:293-320
- Polis GA, Anderson WB, Holt RD (1997) Toward an integration of landscape and food web ecology: The dynamics of spatially subsidized food webs. *Annual Review of Ecological Systems* 28:289-316
- Ponsard S, Arditi R (2000) What can stable isotopes ( $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}$ ) tell about the food web of soil macro-invertebrates? *Ecology* 81:852-864
- Rail J-F, Darveau M, Desrochers A, Huot J (1997) Territorial responses of boreal forest birds to habitat gaps. *Condor* 99:976-980
- Ramsey DS, Wilson, JC (2000) Towards ecologically based baiting strategies for rodents in agricultural systems. *International Biodeterioration & biodegradation* 45: 183-197
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18-32
- Sekgororoane GB, Dilworth TG (1995) Relative abundance, richness, and diversity of small mammals at induced forest edges. *Canadian Journal of Zoology* 73: 1432-1437
- Sotherton NW (1984) The distribution and abundance of predatory arthropods overwintering on farmland. *Annals of Applied Biology* 105:423-429
- Sotherton NW (1985) The distribution and abundance of predatory Coleoptera overwintering in field boundaries. *Annals of Applied Biology* 106:17-21

- Sparks TH, Parish T, Hinsley SA (1996) Breeding birds in field boundaries in an agricultural landscape. *Agriculture Ecosystems & Environment* 60:1-8
- Stallman HR, Best LB (1996) Bird use of an experimental strip intercropping system in northeast Iowa. *Journal of Wildlife Management* 60:354-362
- Stevens SM, Husband TP (1998) The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 85: 1-8
- Stewart PA (1975) Cases of birds reducing or eliminating infestations of tobacco insects. *The Wilson Bulletin* 87:107-109
- Stinson ER, Hayes LE, Bush PB, White DH (1994) Carbofuran affects wildlife on Virginia corn fields. *Wildlife Society Bulletin* 22:566-575
- Strelke WK, Dickson JG (1980) Effect of forest clear-cut edge on breeding birds in east Texas. *Journal of Wildlife Management* 44:559-567
- Teeri JA, Schoeller DA (1979)  $\delta^{13}\text{C}$  values of an herbivore and the ratio of  $\text{C}_3$  to  $\text{C}_4$  plant carbon in its diet. *Oecologia* 39:197-200
- Teeri JA, Stowe LG (1976) Climatic patterns and the distribution of  $\text{C}_4$  grasses in North America. *Oecologia* 23:1-12
- Thomas MB, Wratten SD, Sotherton NW (1991) Creation of "island" habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: Predator densities and emigration. *Journal of Applied Ecology* 28:906-917
- Tiebout HMI, Brugger KE (1995) Ecological risk assessment of pesticides for terrestrial vertebrates: Evaluation and application of the U.S. Environmental Protection Agency's quotient model. *Conservation Biology* 9:1605-1618
- Tieszen LL, Boutton WT, Tesdahl KG, Slade NH (1983) Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: Implications for  $\delta^{13}\text{C}$  analysis of diet. *Oecologia* 57:32-37

Tremblay A, Mineau P, Stewart RK (2000) Effects of bird predation on some pest insect populations in corn. *Agriculture Ecosystems & Environment* 83:143-152

Utrera A, Duno G, Ellis BA, Salas RA, De Manzione N, Fulhorst CF, Tesh RB, Mills JN (2000) Small mammals in agricultural areas of the western Llanos of Venezuela: Community structure, habitat associations, and relative densities. *Journal of Mammalogy* 81: 536-548

Van Wilgenburg SL, Mazerolle DF, Hobson KA (2001) Patterns of arthropod abundance, vegetation, and microclimate at boreal forest edge and interior in two landscapes: Implications for forest birds. *Ecoscience* 8:454-461

Varchola JM, Dunn JP (2001) Influence of hedgerow and grassy field borders on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) activity in fields of corn. *Agriculture Ecosystems & Environment* 83:153-163

Villard M-A (1998) On forest-interior species, edge avoidance, area sensitivity, and dogmas in avian conservation. *The Auk* 115:801-805

Wegner JF, Merriam G (1979) Movements by birds and small mammals between a wood and adjoining farmland habitats. *Journal of Applied Ecology* 16: 349-357

Yahner RH (1988) Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* 2:333-339

## **CHAPITRE 2 – Présentation du projet de recherche**

### **Résumé**

Nous avons utilisé les différences isotopiques naturelles en carbone et en azote entre des champs de maïs et des boisés adjacents pour caractériser les patrons d'utilisation de ces habitats par des arthropodes, des oiseaux chanteurs et des petits mammifères. Les différents spécimens ont été capturés sur trois sites de la région du Centre du Québec en bordures et jusqu'à des distances de 250 m dans les deux habitats. Les insectes herbivores présentaient des différences significatives entre habitats de 10.3 ‰ pour le carbone et de 5.5 ‰ pour l'azote. Les arthropodes ne se déplaçaient pas entre habitats, impliquant que les organismes insectivores forestiers ne pouvaient intégrer les ratios isotopiques des champs de maïs sans y pénétrer, via le flux de leur proies. Tous les oiseaux présentaient des ratios isotopiques typiquement forestiers. Les signatures isotopiques du carbone et de l'azote des petits mammifères ont permis de tracer leurs déplacements dans l'agroécosystème. De façon générale, très peu d'échanges entre champs de maïs et forêts ont été observés, et peu d'organismes présentaient des ratios isotopiques des champs de maïs. Ces résultats révèlent que les champs de maïs peuvent représenter des milieux inhospitaliers pour plusieurs organismes forestiers vivant dans les agroécosystèmes, ces derniers se trouvant isolés dans les îlots forestiers.

## Introduction

À leur arrivée en Amérique du Nord, les premiers européens ont amorcé le morcellement forestier à des fins agricoles et urbaines (Curtis 1956; Meyer 1995; Turner et al. 2001). Dès lors, les activités humaines ont transformé graduellement le paysage en mosaïques de cultures intercalées de résidus d'habitats naturels. Les écosystèmes sont rarement des entités fermées; ils peuvent être reliés les uns aux autres de multiples façons par des échanges de nutriments, de détritiques ou d'organismes (Wiens 1992; Polis et al. 1997; MacFadden et al. 1999). Toutefois, les échanges entre les champs cultivés et les résidus d'habitats naturels, ainsi que la prédisposition des organismes à traverser une bordure aussi abrupte que celle représentée par la transition entre un champ agricole et une forêt, demeurent méconnus. Plusieurs raisons justifient une compréhension approfondie en ce domaine. D'abord, une meilleure connaissance de la capacité des espèces à se disperser dans un système fragmenté permet de mieux déterminer leur potentiel de survie à long terme (Hassell 1980; den Boer 1981). Ensuite, les échanges entre les milieux naturels et les champs cultivés peuvent influencer l'efficacité du contrôle des pestes agricoles par leurs prédateurs naturels en fournissant à ces derniers un habitat complémentaire et des sources alternatives de proies (Sotherton 1985; Coombes & Sotherton 1986; Bedford & Usher 1994; Varchola & Dunn 2001). Enfin, il est important d'identifier les espèces susceptibles d'être influencées par les pratiques agricoles et l'utilisation de pesticides dans les champs cultivés (Freemark & Boutin 1995; McLaughlin & Mineau 1995; Jobin et al. 1996).

Les ratios d'isotopes stables, plus particulièrement de carbone et d'azote, sont de plus en plus utilisés pour élucider les interactions trophiques (Peterson & Fry 1987; Kelly

2000) et les patrons de déplacements d'organismes entre écosystèmes (Hobson 1999; Harding & Stevens 2001). Cette méthode s'appuie sur la prémisse que les ratios isotopiques de carbone et d'azote des organismes reflètent ceux de leur régime alimentaire (DeNiro & Epstein 1978; DeNiro & Epstein 1981). Il est donc possible, lorsque deux écosystèmes présentent des différences isotopiques suffisantes, de déterminer leur contribution respective dans les chaînes alimentaires.

Au Canada et au nord des États-Unis, la majorité des plantes indigènes sont du type C<sub>3</sub> (Teeri & Stowe 1976; Ehleringer et al. 1997; MacFadden et al. 1999) alors que le maïs, plante d'origine tropicale introduite pour la culture, est du type C<sub>4</sub>. Les plantes C<sub>3</sub> et C<sub>4</sub> présentent des différences isotopiques importantes pour le carbone en raison de modes de photosynthèse différents (O'Leary 1988). La composition isotopique en carbone étant conservée chez les consommateurs (DeNiro & Epstein 1978; Tieszen et al. 1983), plusieurs études ont démontré la contribution relative de plantes C<sub>3</sub> et C<sub>4</sub> dans le régime alimentaire de plusieurs animaux, tant chez les vertébrés (Ambrose & DeNiro 1986; Magnusson et al. 1999) que chez les invertébrés (Teeri & Schoeller 1979; Ostrom et al. 1997; Briones et al. 1999).

Bien que les isotopes stables de l'azote aient largement été utilisés comme indicateur du niveau trophique (Ponsard & Ardit 2000; Post 2002) ainsi que de la complexité des chaînes alimentaires (Cabana & Rasmussen 1994), ils peuvent également servir d'indicateur de la source d'azote d'une chaîne alimentaire lorsque deux sources disponibles présentent des différences isotopiques importantes (Schoeninger & DeNiro 1984; Bilby et al. 1996). L'utilisation d'engrais chimiques et d'origine animale dans les champs cultivés y change grandement la signature isotopique en azote du sol et des

plantes (Kendall & McDonnell 1998). Cette modification peut-être utile pour déterminer les organismes qui se nourrissent dans les champs cultivés (Hebert & Wassenaar 2001). Ainsi, les champs de maïs et les boisés adjacents devraient présenter des différences isotopiques de carbone et d'azote importantes, permettant d'élucider les déplacements et les échanges d'organismes entre des résidus d'habitats naturels et des champs cultivés.

Dans notre étude, nous avons utilisé les isotopes de carbone et d'azote pour clarifier les patrons généraux d'échanges entre des champs de maïs et des boisés agricoles: (1) d'insectes herbivores (2) d'arthropodes prédateurs (araignées, carabidés et coccinellidés), (3) d'oiseaux chanteurs et (4) de petits mammifères (souris, campagnols et musaraignes).



## **Matériel et méthodes**

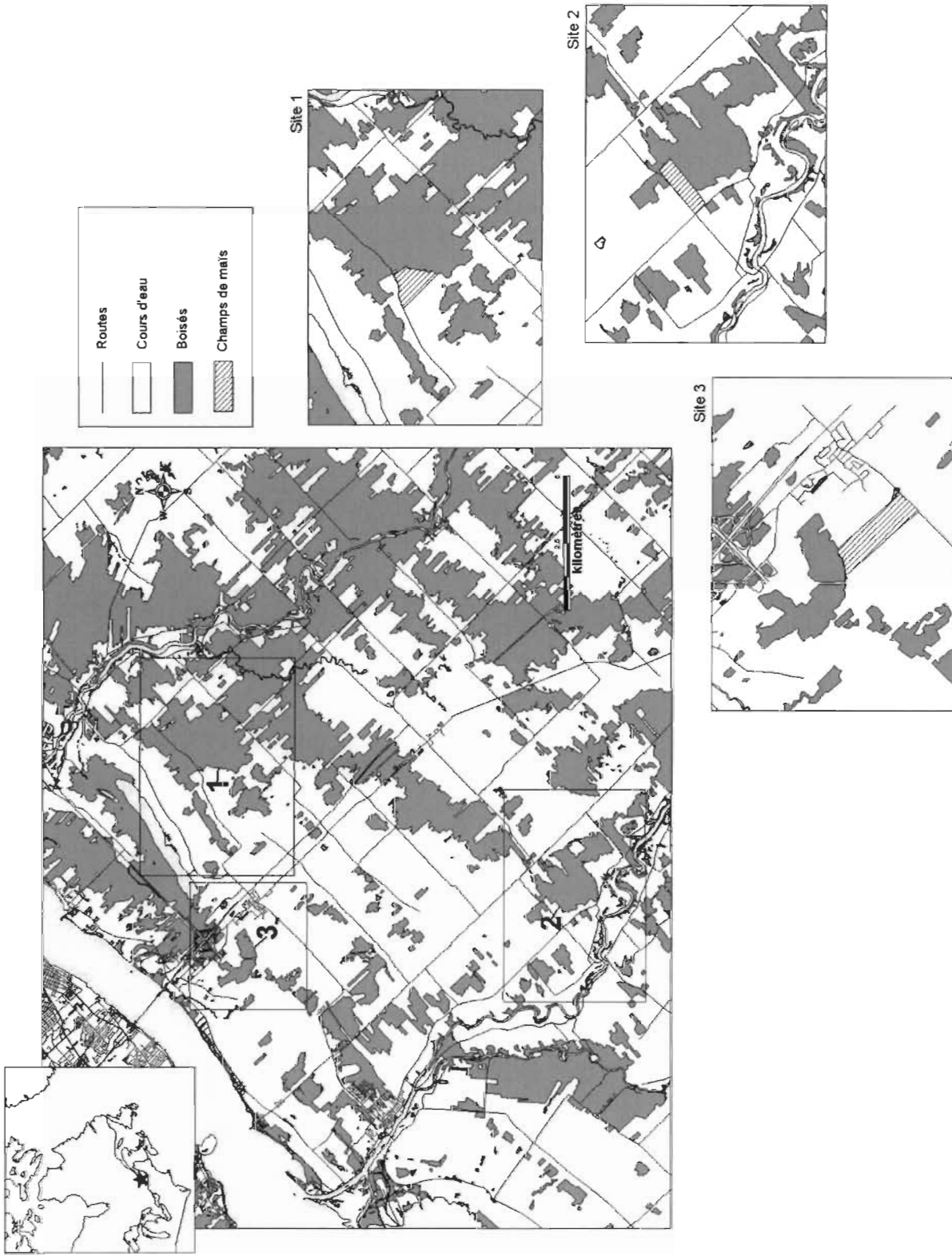
### *Site d'étude*

L'étude s'est déroulée dans les municipalités de Bécancour et de Sainte-Monique de la région du Centre du Québec. Cette région est caractérisée par une intensité de culture élevée (Environnement Québec 2001), où 33.5 % des terres cultivées le sont en maïs (Ministère de l'Environnement 2003), et fait partie de la région bioclimatique de l'érablière à tilleul et de l'érablière à bouleau jaune (Ressources naturelles Québec 2002). Trois boisés adjacents à des champs de maïs ont été sélectionnés (Figure 1). Les boisés des sites 1, 2 et 3 présentaient des superficies de 7,7 km<sup>2</sup>, 4,5 km<sup>2</sup> et 1,26 km<sup>2</sup>, respectivement. Les champs des sites 1 et 3 étaient cultivés en maïs pour une première année, alors que le champ du site 2 était cultivé en maïs pour une seconde année consécutive. Tous les champs présentaient une superficie approximative de 0.5 km<sup>2</sup>, étaient semés de cultivars non modifiés par le gène Bt<sub>i</sub> et étaient fertilisés à l'aide de fumiers. Les zones de transitions entre les champs de maïs et les forêts étaient très abruptes dans tous les cas. Dans un tel contexte, les bordures représentaient les lignes de rencontre entre les champs et les derniers arbres des forêts.

### *Récolte des spécimens*

Les arthropodes ont été récoltés à chacun des sites le long de deux transects perpendiculaires à la bordure et espacés d'au moins 100 m aux distances suivantes (de part et d'autre de la bordure) : 0, 5, 15, 50, 100 et 250 m. Des pièges fosses contenant de l'eau savonneuse étaient posés pour des périodes de 48 heures et les insectes aériens étaient récoltés à l'aide de filets entomologiques. L'échantillonnage a été effectué aux

Figure 1. Carte du site d'étude.



mois de mai, juillet et août 2002 pour le site 1, tous les mois de mai à août 2002 pour le site 2, et aux mois de juillet et d'août 2002 pour le site 3, pour un total de 9 relevés. Les insectes et les araignées ont été identifiés en laboratoire jusqu'à la famille lorsque possible. Les pestes du maïs (*Ostrinia nubilalis*, n = 2; *Diabrotica barberi*, n = 3; et *Glischrochilus quadrisignatus*, n = 15), les familles d'insectes herbivores (Miridae, n = 19; Ciccadellidae; n = 12; et Curculionidae, n = 34), les familles d'insectes prédateurs (Carabidae (n = 121) et Coccinellidae (n = 49)) ainsi que toutes les araignées (n = 134) ont été regroupées par date et par distance de capture pour analyses isotopiques.

Les oiseaux ont été attirés par des enregistrements de chants de conspécifiques et capturés à l'aide de filets japonais en bordure des champs et jusqu'à des distances de 250 m en forêt. Cette distance a été choisie pour inclure au moins deux territoires d'oiseaux, la plupart des passereaux forestiers occupant des territoires de moins d'un hectare (Gauthier & Aubry 1995). Les oiseaux étaient identifiés à l'espèce et âgés et sexés lorsque possible. Chaque individu était marqué en coupant des bouts de plumes de la queue afin de les reconnaître en cas de recapture. Une prise de sang de 0,1 ml était effectuée par la veine jugulaire à l'aide de seringues à insuline. Les échantillons de sang étaient transférés dans des fioles de verre stériles (vacutainer), déposés immédiatement au frais et congelés le plus rapidement possible. L'échantillonnage s'est réalisé cinq jours par mois du 18 juin au 1<sup>er</sup> août 2002. Un total de 173 prises de sang a été effectué sur 169 individus de 24 espèces.

Les petits mammifères ont été capturés au site 1 le long des mêmes transects que pour les arthropodes à l'aide de pièges à ressort en métal de type conventionnel (snap trap). Les spécimens étaient amassés tous les jours et congelés dans les heures suivant leur collecte afin d'assurer leur préservation. L'échantillonnage s'est réalisé du 14 août au

26 septembre pour un total de 42 individus récoltés. Les spécimens ont été identifiés en laboratoire. Les deux espèces du genre *Peromyscus* (*P. maniculatus* et *P. leucopus*) présentes au Québec étant difficiles à identifier à partir de caractères externes sans risque d'erreur, elles ont été regroupées pour les analyses ultérieures. Le foie de tous les individus ainsi qu'un segment de muscle de 22 rongeurs ont été prélevés puis rincés à l'eau distillée pour fins d'analyses isotopiques. Le prélèvement de deux tissus a été effectué afin de vérifier des changements temporels potentiels dans l'utilisation de l'habitat, différents tissus d'un même organisme pouvant donner des informations sur le régime alimentaire sur différentes échelles de temps (Tieszen et al. 1983; Hobson & Clark 1992a; Bearhop et al. 2002).

#### *Analyses isotopiques*

Les échantillons d'arthropodes, de sang d'oiseaux et de foie et de muscle de petits mammifères ont été séchés dans un four à 60°C pendant au moins deux jours puis réduits en poudre fine. Leur composition isotopique en carbone ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ) et en azote ( $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ) a été déterminée par spectrométrie de masse à l'aide d'appareils Finnigan Delta Plus et Finnigan Delta XP. Les ratios de l'abondance des isotopes lourds sur celle des isotopes légers des échantillons ( $R_{\text{éc}}$ ) ont été comparés à ceux de standards ( $R_{\text{st}}$ ) selon l'équation suivante :  $\delta(\text{‰}) = (R_{\text{éc}}/R_{\text{st}} - 1) \times 1000$ . Les standards utilisés étaient le carbonate fossilisé PDB pour le carbone et l'air atmosphérique pour l'azote.

#### *Analyses statistiques*

Afin de vérifier s'il y avait des différences isotopiques entre les mois et les sites de capture pour un même habitat, des ANOVAs à deux critères de classification ont été

réalisées sur les signatures de carbone et d'azote des insectes herbivores des champs, puis des forêts (récoltés de 5 à 250 m dans chacun des habitats). Ensuite, pour vérifier si les deux habitats présentaient des différences isotopiques, des tests de t ont été effectués pour comparer les  $\delta^{13}\text{C}$  et les  $\delta^{15}\text{N}$  des insectes herbivores des champs à ceux des forêts.

Pour les arthropodes, des analyses de régressions non linéaires ont d'abord été réalisées entre la distance de capture et les ratios isotopiques du carbone et de l'azote de l'ensemble des insectes herbivores (Miridae, Ciccadellidae, Nitidulidae, Chrysomelidae, Curculionidae et Pyralidae), des Aranea, des Carabidae et des Coccinellidae. Les ratios isotopiques ont été ajustés au modèle de forme sigmoïde à 3 paramètres suivant :

$$y = \min + (\max - \min) / (1 + 10^{(x-x_0)})$$

où min = le plateau inférieur où les ratios isotopiques sont les plus bas, représentant un régime alimentaire typiquement forestier; max = le plateau supérieur où les ratios isotopiques sont les plus élevés, représentant un régime typique des champs de maïs, et  $x_0$  = le point d'inflexion de la courbe, soit la distance où les ratios isotopiques passent rapidement de ceux d'un habitat à ceux de l'autre. Cette dernière variable représente la bordure isotopique entre les deux habitats. Des ANOVAs à un critère de classification ont ensuite été effectuées afin de déterminer les différences de  $\delta^{13}\text{C}$  et de  $\delta^{15}\text{N}$  entre les insectes herbivores, les Aranea, les Carabidae et les Coccinellidae pour chacun des habitats (récoltés de 5 à 250 m dans chacun des habitats), suivis de tests à posteriori de Bonferonni ( $P < 0.01$ ) pour clarifier les différences observées. Enfin, des régressions linéaires simples entre les ratios isotopiques du carbone et de l'azote de chacun des groupes ont été réalisées afin de déterminer comment ces deux isotopes se corroboraient mutuellement dans l'indication des habitats d'origine.

Pour le sang des oiseaux, des ANCOVAs ont été réalisées sur les ratios isotopiques du carbone et de l'azote des 13 espèces présentant plus de cinq individus afin de vérifier si elles différaient entre elles et en fonction de leur distance et date (en jours juliens) de capture. Une régression linéaire simple a ensuite été réalisée sur les  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  de l'ensemble des échantillons de sang afin d'examiner la relation entre ces deux isotopes.

Pour les petits mammifères, une régression linéaire simple a d'abord été réalisée entre les ratios isotopiques du carbone et de l'azote des foies afin de déterminer comment ces deux isotopes se corroboraient mutuellement dans l'indice du milieu d'origine. À cette fin, une correction trophique de 1‰ (DeNiro & Epstein 1978) pour le carbone et de 3.4‰ (Minigawa & Wada 1984) pour l'azote a été apportée aux petits mammifères insectivores pour rendre leurs ratios isotopiques comparables à ceux des rongeurs. Enfin, d'autres régressions linéaires simples ont été effectuées entre les  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  des foies et des muscles des petits rongeurs. Pour vérifier si les foies et les muscles présentaient les mêmes ratios isotopiques, les pentes et les points d'ordonnée à l'origine de ces droites ont été comparées à celles de pentes théoriques présentant des rapports 1:1 à l'aide de tests de t.

## Résultats

Le tableau 1 présente les ratios isotopiques moyens en carbone et en azote des différents groupes étudiés en fonction du lieu de leur capture.

### *Différences isotopiques entre habitats*

Aucune différence isotopique significative n'a été observée entre les sites et mois de capture pour les insectes herbivores du champ et de la forêt (tableau 2), suggérant que les signatures isotopiques de carbone et d'azote des trois sites ne différaient pas significativement pour un même habitat et demeuraient stables au cours de la période d'échantillonnage. Les analyses subséquentes ont donc été réalisées sur tous les sites et dates de capture confondus.

Les insectes herbivores capturés dans les champs de maïs et ceux capturés en forêts présentaient des différences isotopiques significatives de 10.3 ‰ pour le carbone ( $t = 9.10$ ,  $dl = 68$ ,  $P < 0.01$ ) et de 5.5 ‰ pour l'azote ( $t = 7.48$ ,  $dl = 68$ ,  $P < 0.01$ ), différences qui ont permis de déterminer les échanges d'organismes prédateurs entre habitats.

### *Arthropodes*

Dans les champs, les insectes pestes du maïs (Nitidulidae, Chrysomelidae et Pyralidae) présentaient des ratios isotopiques en carbone typiques du maïs (tableau 1), alors que les autres familles herbivores présentaient des  $\delta^{13}\text{C}$  légèrement plus négatifs. Tous les groupes intégraient des ratios en azote de champs cultivés, avec une moyenne de 7.2 ‰. En forêts, toutes les familles d'insectes présentaient des ratios isotopiques systématiquement plus faibles, avec une moyenne de 1.8 ‰ (tableau 1), à l'exception des Nitidulidae, pestes du maïs, qui présentaient un  $\delta^{15}\text{N}$  moyen de 9.8 ‰, typique des champs de maïs.



**Tableau 1.** Ratios isotopiques du carbone et de l'azote des insectes herbivores, arthropodes prédateurs, oiseaux, petits mammifères rongeurs et insectivores selon le lieu de leur capture. n représente le nombre d'échantillons et ET l'écart type. Les moyennes des groupes sont présentées en gras. *Glischrochilus quadrisignatus*, *Diabrotica barberi* et *Ostrinia nubilalis* sont des pestes du maïs.

	n	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$	
		Moyenne	ET	Moyenne	ET
<u>Insectes herbivores</u>					
Champs	38	-15.7	5.15	7.2	2.56
<i>Miridae</i>	12	-20.6	3.96	5.8	1.15
<i>Glischrochilus quadrisignatus</i>	11	-10.9	0.83	8.8	1.18
<i>Diabrotica barberi</i>	3	-10.6	0.15	4.4	1.35
<i>Curculionidae</i>	10	-17.2	3.83	8.2	3.48
<i>Ostrinia nubilalis</i>	2	-12.4	0.60	6.2	0.96
Bordures	15	-25.4	3.85	2.2	2.76
<i>Miridae</i>	5	-25.8	0.66	3.3	1.10
<i>Ciccadellidae</i>	1	-27.6	-	-0.5	-
<i>Nitidulidae</i>	1	-15.4	-	7.8	-
<i>Curculionidae</i>	8	-26.1	3.70	1.2	2.68
Forêts	32	-26.0	4.13	1.8	3.54
<i>Miridae</i>	2	-28.4	3.59	-0.2	3.16
<i>Ciccadellidae</i>	11	-27.1	2.07	0.8	2.50
<i>Nitidulidae</i>	3	-16.0	8.04	9.8	5.32
<i>Curculionidae</i>	16	-26.7	0.82	1.2	1.70
<u>Arthropodes prédateurs</u>					
Champs	162	-18.2	3.71	9.1	2.23
<i>Aranea</i>	42	-20.8	2.52	9.7	2.42
<i>Carabidae</i>	83	-17.9	3.40	9.0	1.98
<i>Coccinellidae</i>	37	-16.2	3.99	8.6	2.44
Bordures	42	-22.5	4.06	6.5	2.67
<i>Aranea</i>	19	-23.7	2.21	7.1	2.66
<i>Carabidae</i>	18	-23.2	3.97	6.0	2.90
<i>Coccinellidae</i>	5	-15.3	2.50	6.0	1.56
Forêts	100	-24.6	2.21	4.3	2.45
<i>Aranea</i>	73	-24.8	1.10	4.3	2.00
<i>Carabidae</i>	20	-25.5	0.63	2.9	1.81
<i>Coccinellidae</i>	7	-19.4	5.46	7.8	4.48

Tableau 1 (suite)

	n	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$	
		Moyenne	ET	Moyenne	ET
<u>Oiseaux</u>					
Bordures	37	-24.1	1.01	5.0	2.20
<i>Picoides pubescens</i>	2	-22.8	0.03	5.0	0.86
<i>Contopus virens</i>	1	-24.3	-	6.6	-
<i>Parus atricapillus</i>	5	-24.5	0.37	1.8	0.39
<i>Turdus migratorius</i>	1	-22.6	-	6.7	-
<i>Catharus fuscescens</i>	3	-23.9	0.45	2.9	0.85
<i>Mniotilta varia</i>	1	-24.5	-	2.5	-
<i>Dendroica caerulescens</i>	2	-24.9	0.42	2.5	0.13
<i>Dendroica pensylvanica</i>	1	-25.1	-	4.2	-
<i>Dendroica petechia</i>	1	-24.1	-	8.7	-
<i>Geothlypis trichas</i>	11	-24.8	0.73	6.21	1.15
<i>Seiurus aurocapillus</i>	1	-24.3	-	1.9	-
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	1	-23.8	-	4.0	-
<i>Melospiza melodia</i>	7	-23.1	1.21	6.9	0.79
Forêts	136	-24.3	0.81	3.1	1.60
<i>Picoides pubescens</i>	4	-23.5	0.60	5.0	1.28
<i>Picoides villosus</i>	2	-22.1	0.26	0.2	0.09
<i>Contopus virens</i>	5	-23.9	0.20	6.5	1.05
<i>Parus atricapillus</i>	23	-25.3	0.84	2.1	1.19
<i>Sitta canadensis</i>	1	-24.5	-	3.0	-
<i>Certhia americana</i>	1	-24.5	-	3.3	-
<i>Turdus migratorius</i>	4	-23.3	0.72	4.7	1.89
<i>Catharus guttatus</i>	11	-24.4	0.51	2.4	0.75
<i>Catharus fuscescens</i>	22	-24.2	0.40	3.3	1.00
<i>Vireo olivaceus</i>	5	-24.2	0.46	4.0	2.01
<i>Dendroica virens</i>	6	-24.1	0.47	2.4	0.82
<i>Mniotilta varia</i>	3	-24.9	0.81	5.0	1.44
<i>Dendroica caerulescens</i>	4	-24.8	0.12	3.4	2.28
<i>Wilsonia canadensis</i>	2	-24.7	0.46	2.7	1.31
<i>Dendroica pensylvanica</i>	4	-24.5	0.63	5.2	0.72
<i>Setophaga ruticilla</i>	1	-22.5	-	7.3	-
<i>Vermivora ruficapilla</i>	1	-23.7	-	2.8	-
<i>Geothlypis trichas</i>	1	-26.7	-	4.5	-
<i>Seiurus aurocapillus</i>	28	-24.2	0.39	2.4	0.72
<i>Piranga olivacea</i>	2	-23.6	0.24	3.5	1.23
<i>Pheucticus ludovicianus</i>	3	-24.3	0.49	4.3	0.79
<i>Zonotrichia albicollis</i>	2	-24.2	0.11	3.3	0.11
<i>Melospiza melodia</i>	1	-23.5	-	2.1	-

Tableau 1 (suite)

		n	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$	
			Moyenne	ET	Moyenne	ET
<u>Petits mammifères rongeurs</u>						
Champs						
	<i>Foie</i>	7	-22.2	3.63	4.1	3.07
	<i>Muscle</i>	7	-21.8	2.69	2.1	2.88
Genre <i>Peromyscus</i>						
	<i>Foie</i>	6	-21.4	3.27	3.5	2.91
	<i>Muscle</i>	6	-21.9	2.95	1.3	2.18
<i>Zapus hudsonius</i>						
	<i>Foie</i>	1	-26.9	-	7.6	-
	<i>Muscle</i>	1	-21.6	-	6.9	-
Bordures						
	<i>Foie</i>	3	-17.5	2.95	4.9	2.58
	<i>Muscle</i>	2	-16.9	1.12	3.9	1.32
Genre <i>Peromyscus</i>						
	<i>Foie</i>	2	-18.9	2.21	3.5	1.26
	<i>Muscle</i>	1	-17.7	-	2.9	-
<i>Napaeozapus insignis</i>						
	<i>Foie</i>	1	-14.6	-	7.7	-
	<i>Muscle</i>	1	-16.1	-	4.8	-
Forêts						
	<i>Foie</i>	23	-22.3	2.98	1.4	2.36
	<i>Muscle</i>	14	-22.2	2.63	0.4	2.29
Genre <i>Peromyscus</i>						
	<i>Foie</i>	12	-21.7	2.90	1.5	2.50
	<i>Muscle</i>	9	-21.4	2.96	0.3	2.58
<i>Clethrionomys gapperi</i>						
	<i>Foie</i>	8	-24.1	0.40	0.8	1.26
	<i>Muscle</i>	3	-24.2	0.42	0.7	2.53
<i>Napaeozapus insignis</i>						
	<i>Foie</i>	3	-20.3	5.44	3.0	4.05
	<i>Muscle</i>	2	-22.7	1.02	0.7	1.17

Tableau 1 (suite)

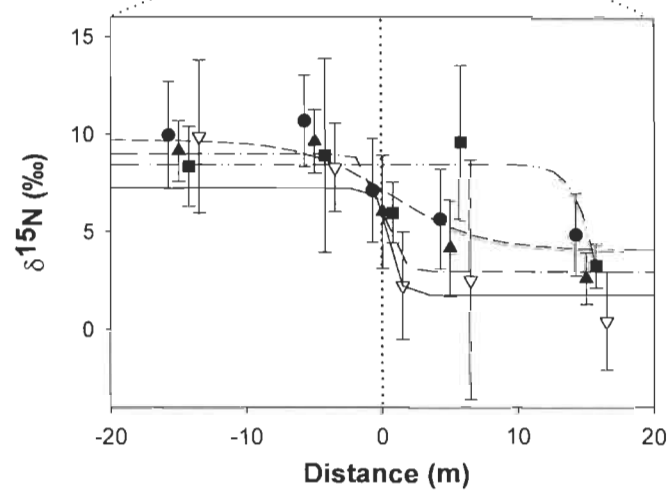
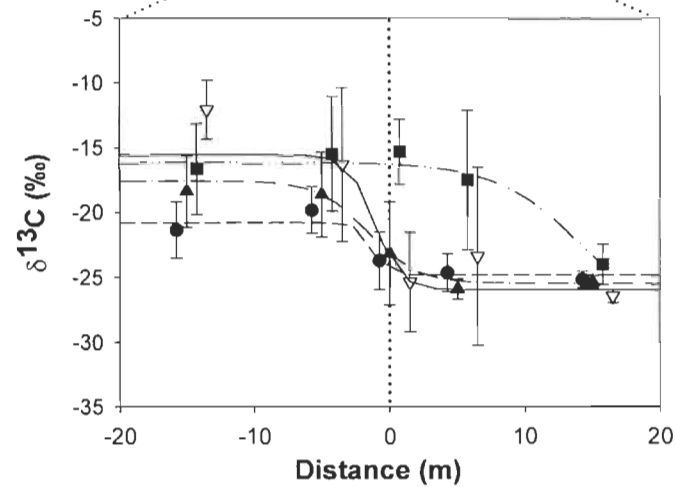
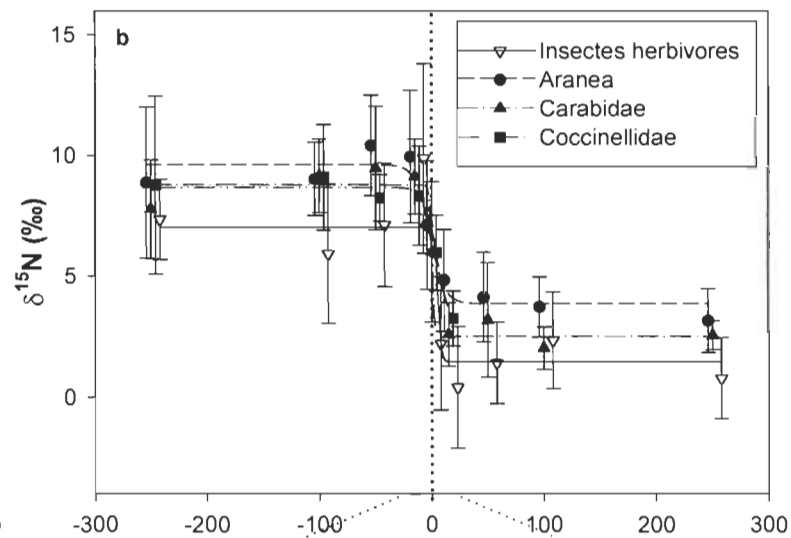
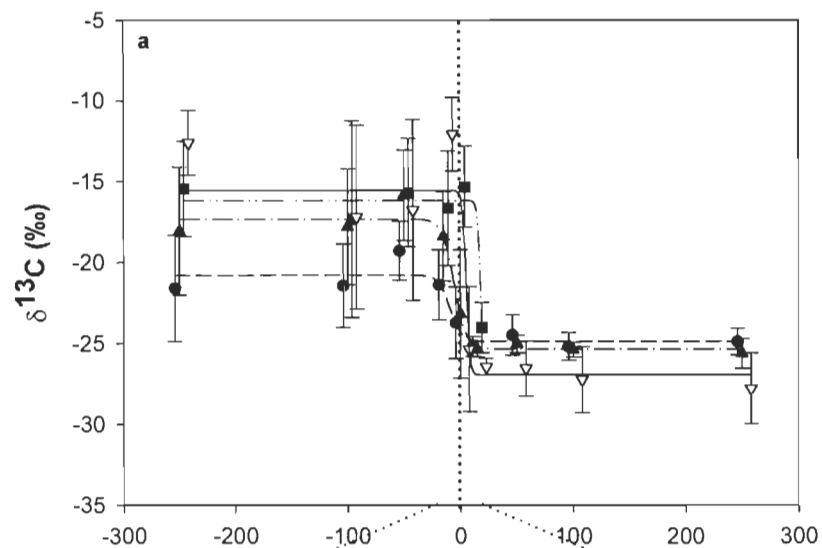
	n	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$	
		Moyenne	ET	Moyenne	ET
<u><i>Petits mammifères insectivores</i></u>					
Bordures	2	-22.2	0.65	6.3	2.41
<i>Sorex hoyi</i>	1	-22.6	-	8.0	-
<i>Blarina brevicauda</i>	1	-21.7	-	4.6	-
Forêts	7	-22.9	1.26	5.1	2.57
<i>Sorex hoyi</i>	2	-24.0	0.26	3.2	0.39
<i>Blarina brevicauda</i>	5	-22.4	1.19	5.9	2.66

Les signatures isotopiques en carbone et en azote des arthropodes dépendaient significativement de la distance de leur capture selon le modèle sigmoïdal choisi pour les insectes herbivores, les araignées et les carabidés (figure 2; tableau 3). Cette relation n'était toutefois pas significative dans le cas des coccinellidés dû au fait qu'aucune capture n'a été effectuée au-delà de 15 m en forêt. Pour les trois premiers groupes, les

**Tableau 2.** Résultats d'ANOVAs à deux critères de classification comparant les ratios isotopiques du carbone et de l'azote d'insectes herbivores originant de champs de maïs et de forêts selon le mois et le site de leur capture. n représente le nombre d'échantillons, dl les degrés de liberté, D la dispersion et CM les carrés moyens.

Habitat	Facteur	n	$\delta^{13}\text{C}$					$\delta^{15}\text{N}$			
			dl	D	CM	F	P	D	CM	F	P
Champs	Mois	38	3	168.585	56.195	2.349	0.090	34.682	11.561	1.896	0.149
	Site	38	2	15.526	7.763	0.281	0.757	28.178	14.089	2.306	0.115
	Mois x Site	38	8	283.579	35.447	1.472	0.210	59.747	7.468	1.188	0.340
	Erreur	38	29	698.222	24.077			182.262	6.285		
Forêts	Mois	32	3	56.889	18.963	1.126	0.355	72.454	24.151	2.145	0.117
	Site	32	2	50.627	25.314	1.537	0.232	44.693	22.347	1.889	0.169
	Mois x Site	32	7	157.138	22.448	1.452	0.232	122.993	17.570	1.593	0.186
	Erreur	32	24	371.154	15.465			264.789	11.033		

**Figure 2.** Ratios isotopiques moyens ( $\pm$  écart type) du carbone (a) et de l'azote (b) des différents groupes d'arthropodes en fonction de la distance de leur capture selon le modèle de forme sigmoïdale  $y = \min + (\max - \min) / 1 + 10^{(x-x_0)}$  (voir tableau 3 pour les résultats des régressions non linéaires). Les valeurs négatives de distance représentent les champs de maïs, les valeurs positives les forêts et les lignes hachurées verticales les bordures. Les graphiques du bas présentent des élargissements en bordures.



points d'inflexions des courbes se situaient, pour les deux isotopes, à près de 0 m, soit à la bordure entre les deux habitats. De plus, dès les premiers mètres dans les deux milieux, ces arthropodes présentaient des signatures isotopiques typiques de leur habitat de capture respectif. Ces résultats indiquent que peu d'échanges s'effectuaient au niveau des insectes herbivores, des araignées et des carabes entre les champs de maïs et les forêts. Pour les coccinellidés, les écotones isotopiques se situaient à 5.7 m en forêt pour le carbone et à 13.0 m en forêt pour l'isotope de l'azote, bien que ce dernier résultat ne soit pas significatif.

**Tableau 3.** Résultats de régressions non linéaires de ratios isotopiques du carbone et de l'azote de différents groupes d'arthropodes en fonction de la distance de capture.

	n	R <sup>2</sup>	P	max	P	min	P	X <sub>0</sub>	P
<b>Herbivores</b>									
$\delta^{13}\text{C}$	85	0.555	<0.001	-15.665	<0.001	-25.952	<0.001	-1.217	<0.001
$\delta^{15}\text{N}$	85	0.447	<0.001	7.224	<0.001	1.761	0.001	-1.025	<0.001
<b>Araignées</b>									
$\delta^{13}\text{C}$	134	0.500	<0.001	-20.797	<0.001	-24.825	<0.001	-0.428	<0.001
$\delta^{15}\text{N}$	134	0.543	<0.001	9.712	<0.001	4.339	<0.001	0.030	<0.001
<b>Carabidés</b>									
$\delta^{13}\text{C}$	121	0.487	<0.001	-17.857	<0.001	-25.466	<0.001	-0.367	<0.001
$\delta^{15}\text{N}$	121	0.549	<0.001	8.994	<0.001	2.934	<0.001	0.015	<0.001
<b>Coccinellidés</b>									
$\delta^{13}\text{C}$	49	0.147	0.026	-16.123	<0.001	-24.020	<0.001	5.671	<0.001
$\delta^{15}\text{N}$	49	0.137	0.034	8.433	<0.001	3.206	1.000	12.991	1.000

Alors que les insectes herbivores présentaient des écart types comparables entre habitats, de plus grandes variations des ratios isotopiques étaient observées pour les araignées et les carabidés capturés dans les champs qu'en forêts (figure 2; tableau 1). Il

semble donc que les arthropodes capturés dans les champs avaient d'autres sources de nourriture que le maïs ou provenaient d'autres habitats.

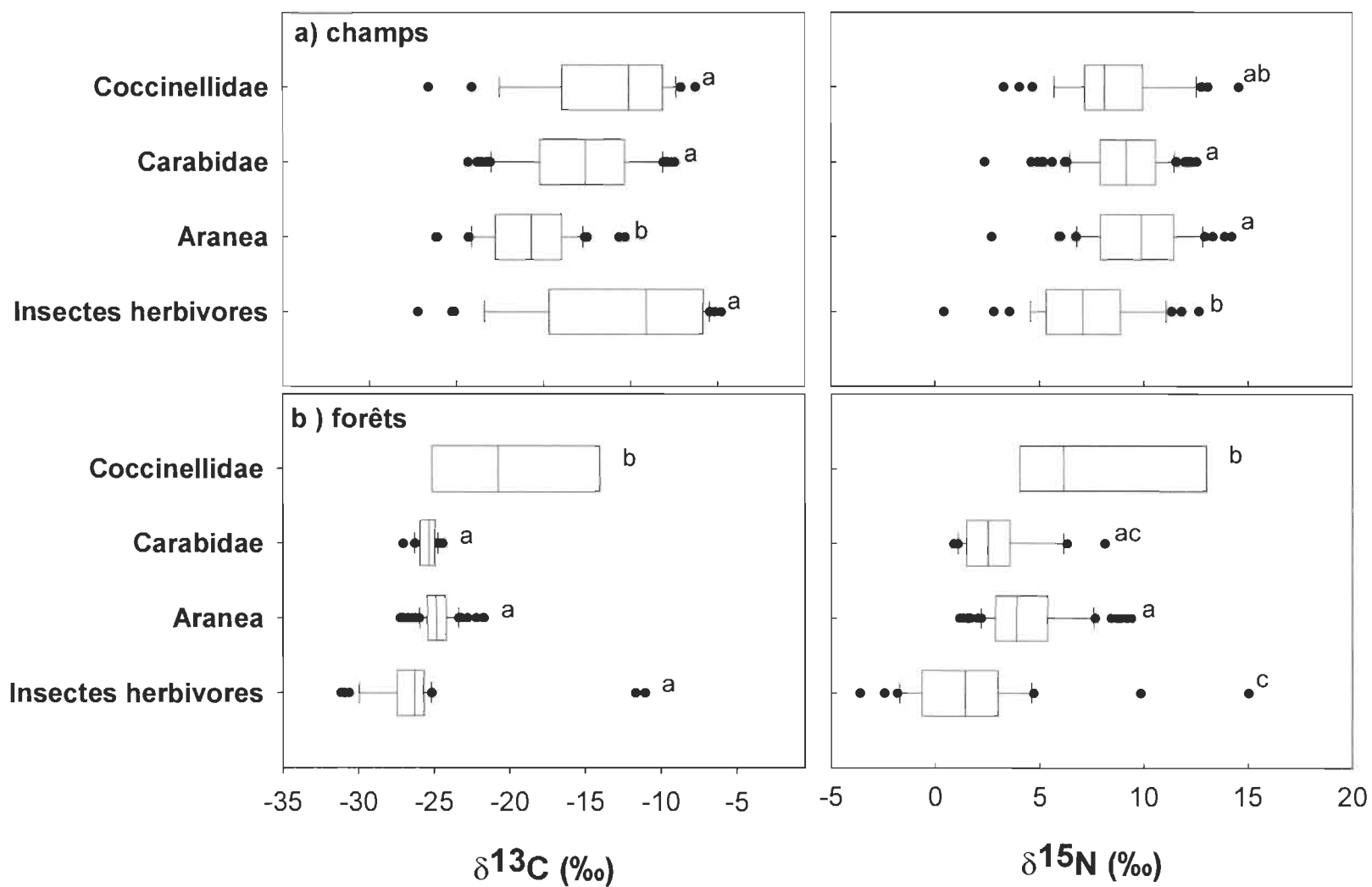
Dans les champs et en forêts, des différences significatives ont été observées entre les insectes herbivores, les Aranea, les Carabidea et les Coccinellidae pour les deux isotopes (tableau 4). Dans les champs (figure 3a), des tests de Bonferonni ( $P < 0.01$ ) ont révélé que les araignées présentaient des ratios isotopiques en carbone plus négatifs que les autres groupes. Pour l'azote, les araignées et les carabidés présentaient des signatures plus élevées que les insectes herbivores, alors que les coccinelles présentaient des valeurs intermédiaires. En forêt (figure 3b), les coccinelles présentaient des ratios isotopiques du carbone significativement plus élevés que ceux des autres groupes. Enfin, pour l'azote, les coccinelles présentaient les ratios les plus élevés, suivies des araignées. Les herbivores avaient les  $\delta^{15}\text{N}$  les plus faibles, alors que les carabidés présentaient des valeurs intermédiaires entre celles des araignées et des insectes herbivores.

**Tableau 4.** Résultats d'ANOVAs à un critère de classification comparant les ratios isotopiques du carbone et de l'azote des insectes herbivores, araignées, carabidés et coccinellidés capturés dans les champs et en forêts. n représente le nombre d'échantillons, dl les degrés de liberté, D la dispersion et CM les carrés moyens.

	n	dl	$\delta^{13}\text{C}$				$\delta^{15}\text{N}$			
			D	CM	F	P	D	CM	F	P
<b>Champs</b>	200	3	641.385	213.795	15.188	0.000	133.143	44.381	8.549	0.000
<b>Forêts</b>	132	3	256.328	85.443	13.642	0.000	277.972	92.657	13.799	0.000



**Figure 3.** Ratios isotopiques du carbone et de l'azote des insectes herbivores, Aranea, Carabidae et Coccinellidae récoltés de 5 à 250 m dans des champs de maïs (a) et des forêts (b). Les lettres minuscules présentent les différences significatives entre groupes obtenues par un test à posteriori de Bonferonni ( $P < 0.01$ ) suite à des ANOVAs à un critère de classification.



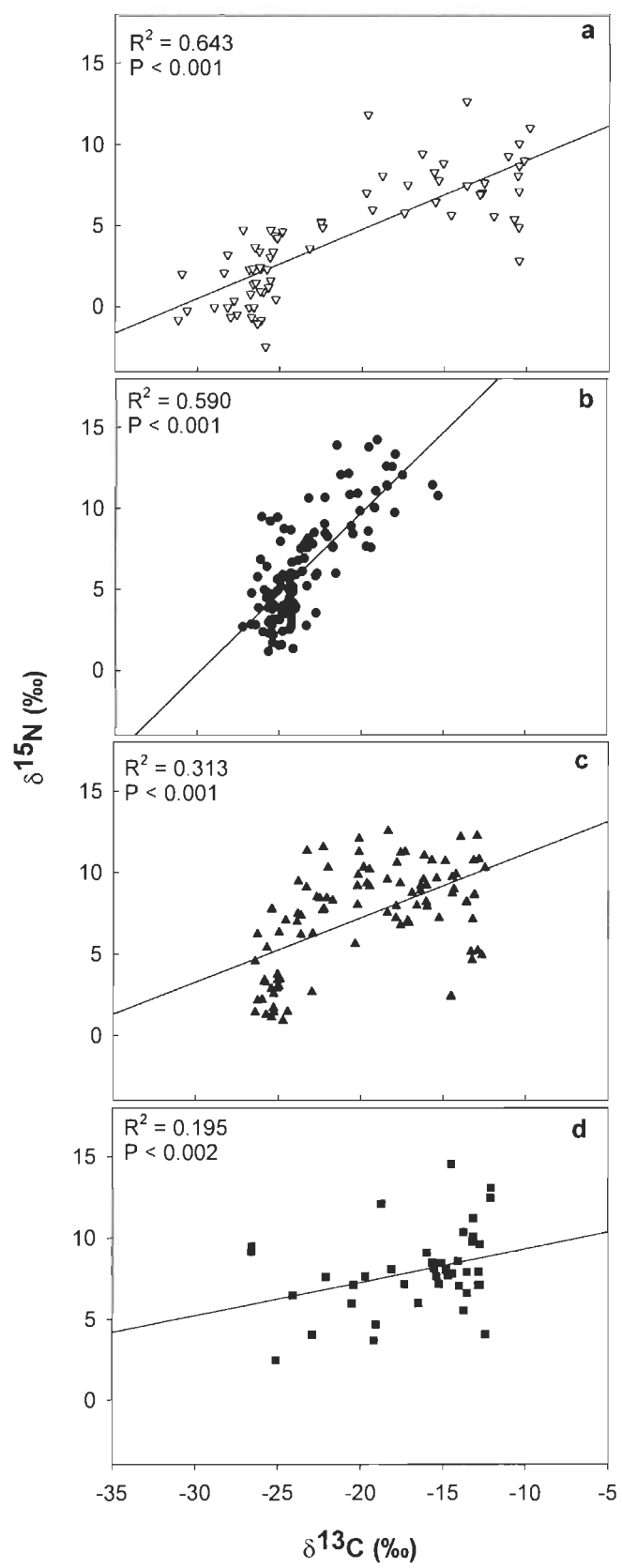
Les ratios isotopiques de l'azote de tous les groupes d'arthropodes étaient positivement reliés à ceux du carbone (figure 4), bien que cette relation était très faible pour les Carabidae et Coccinellidae. Ainsi, plus les ratios isotopiques en carbone se rapprochaient de ceux des plantes C<sub>4</sub>, plus les ratios isotopiques de l'azote se rapprochaient de ceux des champs cultivés. Ceci suggère que les isotopes du carbone et de l'azote se corroboraient dans l'indication du milieu d'origine des arthropodes.

### *Oiseaux*

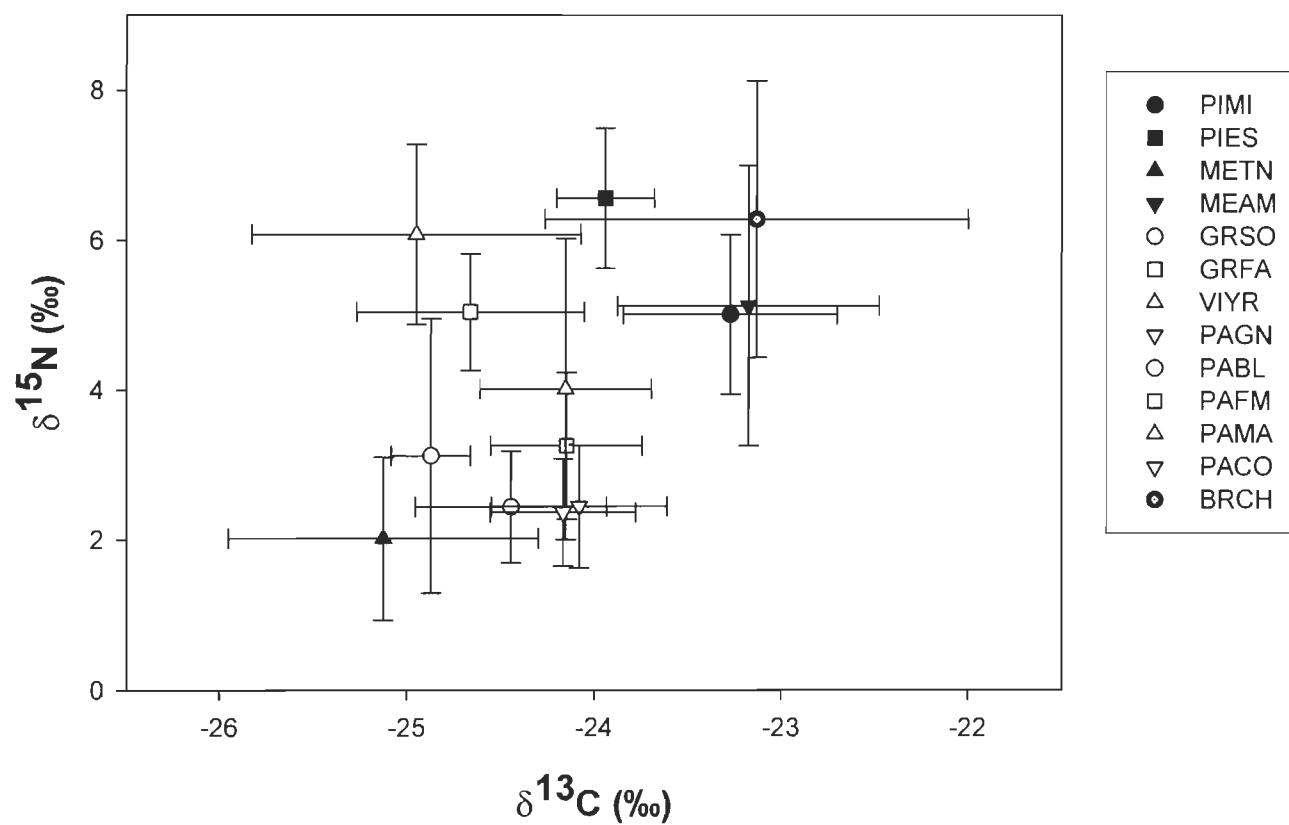
Les oiseaux capturés présentaient des ratios isotopiques faibles, typiques des forêts (tableau 1), avec des  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  moyens de  $-24.3 \pm 0.85 \text{ ‰}$  et de  $3.5 \pm 1.9 \text{ ‰}$ , respectivement. Toutefois, des différences isotopiques significatives ont été observées entre les 13 espèces d'oiseaux les plus abondantes pour le carbone et pour l'azote (tableau 5; figure 5). Aucun effet de la distance des bordures vers l'intérieur des forêts n'a été observé, alors que la date de capture avait un effet significatif pour les ratios isotopiques du carbone qui semblaient décroître avec la saison en tendant vers les  $\delta^{13}\text{C}$  des insectes herbivores forestiers (tableau 5; figure 6). Deux bruants chanteurs (*Melospiza melodia*) capturés en bordures présentaient des ratios légèrement plus élevés de  $-21.2$  et  $-21.7 \text{ ‰}$  pour le carbone et de  $6.6$  et  $8.4 \text{ ‰}$  pour l'azote.

Bien que les ratios isotopiques du carbone et de l'azote du sang des oiseaux démontraient une relation significative, cette relation était très faible (figure 7).

**Figure 4.** Régressions linéaires entre les ratios isotopiques du carbone et ceux de l'azote pour l'ensemble des insectes herbivores (a), des Aranea (b), des Carabidae (c) et des Coccinellidae (d).

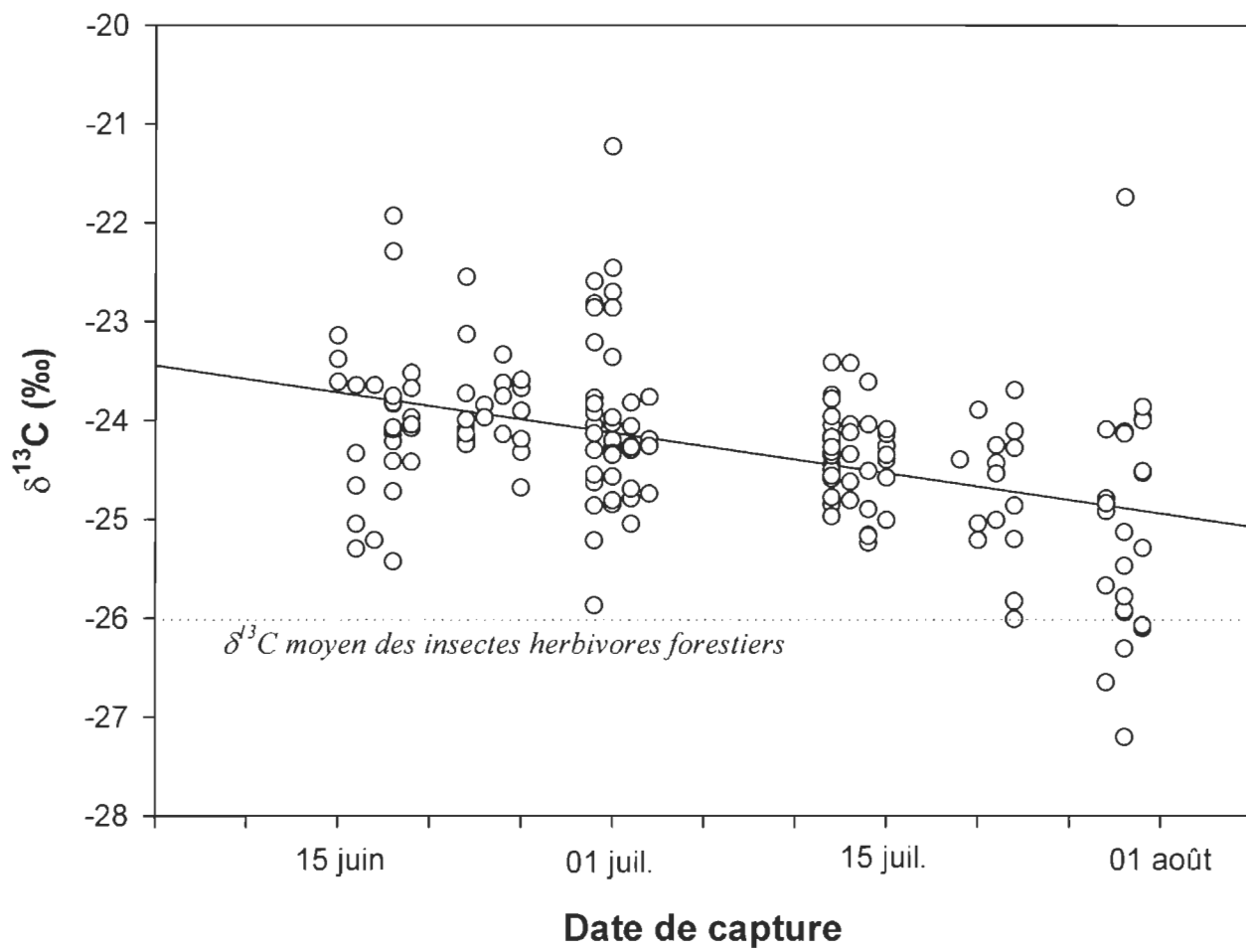


**Figure 5.** Ratios isotopiques moyens ( $\pm$  écart type) du carbone versus ceux de l'azote des treize espèces d'oiseaux pour lesquelles plus de 5 individus ont été capturés ( $n = 152$ ). (PIMI = pic mineur (*Picoides pubescens*); PIES = pioui de l'Est (*Contopus virens*); METN = mésange à tête noire (*Parus atricapillus*); MEAM = merle d'Amérique (*Turdus migratorius*); GRSO = grive solitaire (*Catharus guttatus*); GRFA = grive fauve (*Catharus fuscescens*); VIYR = viréo aux yeux rouges (*Vireo olivaceus*); PAGN = paruline à gorge noire (*Dendroica virens*); PABL = paruline bleue (*Dendroica caerulescens*); PAFM = paruline à flancs marron (*Dendroica pensylvanica*); PAMA = paruline masquée (*Geothlypis trichas*); PACO = paruline couronnée (*Seiurus aurocapillus*); BRCH = bruant chanteur (*Melospiza melodia*)).

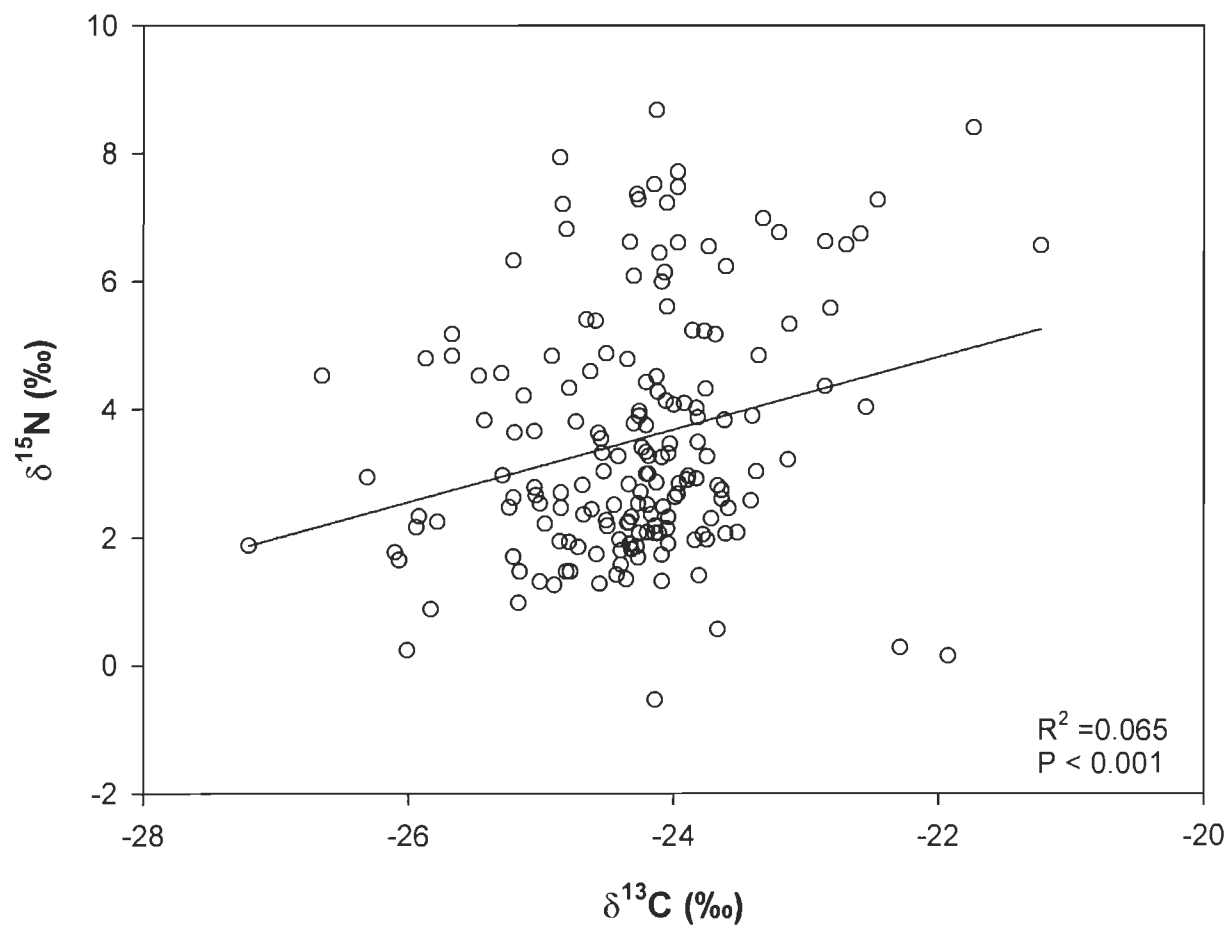


**Figure 6.** Ratios isotopiques du carbone de tous les oiseaux en fonction de leur date de capture. La ligne pointillée représente le ratio isotopique moyen du carbone des insectes herbivores forestiers.





**Figure 7.** Régression linéaire entre les ratios isotopiques du carbone et les ratios isotopiques de l'azote du sang des oiseaux ( $n = 173$ ).



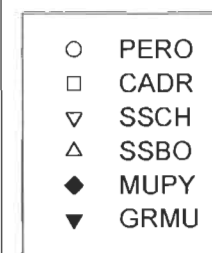
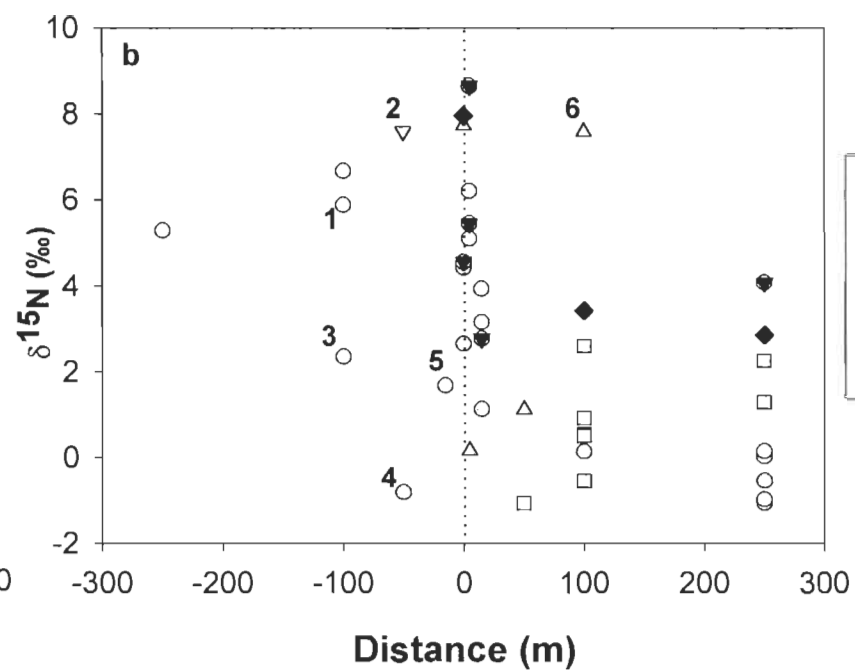
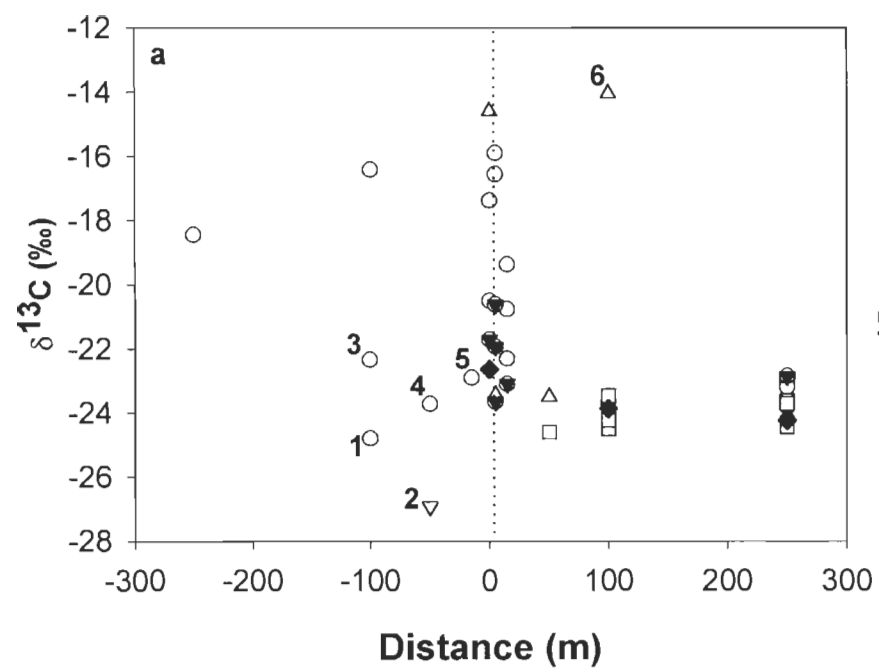
**Tableau 5.** Résultats d'ANCOVAs comparant les ratios isotopiques du carbone et de l'azote des espèces d'oiseaux les plus abondantes en fonction de la distance et de la date de capture (jours juliens) (n = 152). dl représente les degrés de liberté, D la dispersion et CM les carrés moyens.

Facteurs	dl	$\delta^{13}\text{C}$				$\delta^{15}\text{N}$			
		D	CM	F	P	D	CM	F	P
<b>Espèces</b>	12	41.684	3.474	11.841	0.000	339.016	28.251	21.908	0.000
<b>Distance</b>	1	1.126	1.126	3.839	0.052	0.195	0.195	0.151	0.698
<b>Jour J</b>	1	13.389	13.389	45.640	0.000	0.150	0.150	0.116	0.734

### *Petits mammifères*

En examinant les ratios isotopiques du carbone et de l'azote des petits mammifères en fonction de la distance (figure 8), on observe que, de façon générale, les individus présentaient des signatures isotopiques typiques de leur milieu de capture, et que les individus capturés en bordures présentaient une grande variabilité inter-individuelle. Toutefois, quelques exceptions ont été observées. Ainsi, une souris du genre *Peromyscus* capturée à -100 m (figure 8; # 1 :  $\delta^{13}\text{C} = -24.79$ ;  $\delta^{15}\text{N} = 5.89$ ) ainsi qu'une souris sauteuse des champs capturée à -50 m (figure 8, # 2 :  $\delta^{13}\text{C} = -26.90$ ;  $\delta^{15}\text{N} = 7.60$ ) présentaient des ratios isotopiques du carbone relativement faibles comparativement aux ratios isotopiques de l'azote. D'un autre côté, des souris du genre *Peromyscus* capturées à -100 m (figure 8, # 3 :  $\delta^{13}\text{C} = -22.33$ ;  $\delta^{15}\text{N} = 2.36$ ), à -50 m (figure 8, # 4 :  $\delta^{13}\text{C} = -23.72$ ;  $\delta^{15}\text{N} = -0.82$ ) et à -15 m (figure 8, # 5 :  $\delta^{13}\text{C} = -22.90$ ;  $\delta^{15}\text{N} = 1.68$ ) présentaient des ratios isotopiques typiques des forêts, et provenaient vraisemblablement de ce milieu. Enfin, une souris sauteuse des bois (figure 8, # 6 :  $\delta^{13}\text{C} = -14.04$ ;  $\delta^{15}\text{N} = 7.60$ ) capturée à 100 m en forêt venait apparemment d'un champ de maïs.

**Figure 8.** Ratios isotopiques du carbone (a) et de l'azote (b) de foies de petits mammifères rongeurs à différentes distances de la zone de transition champ-forêt. Les valeurs négatives de distance représentent les champs de maïs, les valeurs positives les forêts et les lignes hachurées les bordures. Les points gris représentent les petits mammifères rongeurs et les points noirs les petits mammifères insectivores. Les points numérotés représentent des individus dont il est fait plus précisément mention dans le texte. PERO = souris du genre *Peromyscus* (*P. maniculatus* ou *P. leucopus*); CADR = Campagnol-à-dos-roux de Gapper (*Clethrionomys gapperi*); SSCH = souris-sauteuse des champs (*Zapus hudsonius*); SSBO = Souris-sauteuse des bois (*Napaeozapus insignis*); MUPY = musaraigne pygmée (*Sorex hoyi*); GRMU = Grande musaraigne (*Blarina brevicauda*).



Les ratios isotopiques de l'azote du foie des petits mammifères étaient significativement reliés à ceux du carbone (figure 9). Cette relation s'améliorait considérablement en excluant les deux points extrêmes caractérisés par des  $\delta^{15}\text{N}$  élevés comparativement à leurs  $\delta^{13}\text{C}$ . Il apparaît donc que les ratios isotopiques du carbone et de l'azote se corroboraient fortement dans l'indication du milieu d'origine des petits mammifères.

Les ratios isotopiques des muscles de petits mammifères rongeurs étaient significativement reliés à ceux des foies et ce, pour les deux isotopes (figure 10; tableau 6). Pour le carbone, la pente ne différait pas de 1 ( $t = -2.56$ ,  $dl = 20$ ,  $P = 0.019$ ) et l'ordonnée à l'origine ne différait pas de zéro ( $t = -2.62$ ,  $dl = 20$ ,  $P = 0.016$ ), suggérant que les foies et les muscles présentaient les mêmes ratios isotopiques en carbone. Pour l'azote, les foies semblaient légèrement enrichis en isotopes lourds comparativement aux muscles, l'ordonnée à l'origine de la droite différant significativement de zéro ( $t = -3.30$ ,  $dl = 20$ ,  $P = 0.004$ ) et la pente étant inférieure à un ( $t = -3.26$ ,  $dl = 20$ ,  $P = 0.004$ ).

**Tableau 6.** Résultats de régressions linéaires comparant les ratios isotopiques du carbone et de l'azote des foies de rongeurs à ceux des muscles, « a » représentant la pente, « ErT » l'erreur type de la pente, et «  $y_0$  » l'ordonnée à l'origine.

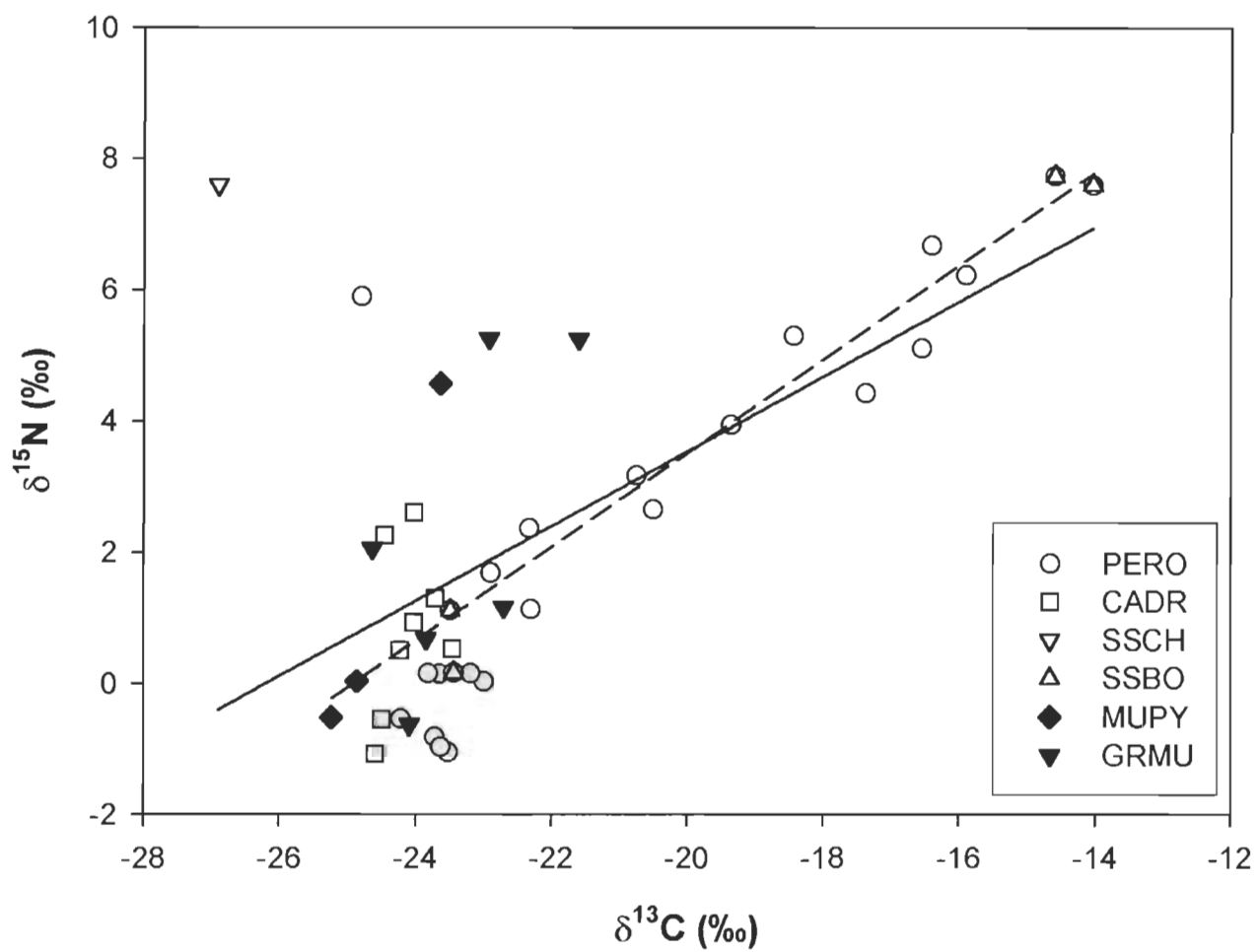
	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>P</b>	<b>a</b>	<b>ErT</b>	<b>P</b>	<b><math>y_0</math></b>	<b>P</b>
$\delta^{13}\text{C}$	0.940	<0.001	0.874	0.0494	<0.001	-2.815	0.016
$\delta^{15}\text{N}$	0.865	<0.001	0.776	0.0686	<0.001	-0.812	0.004

### *Échanges généraux*

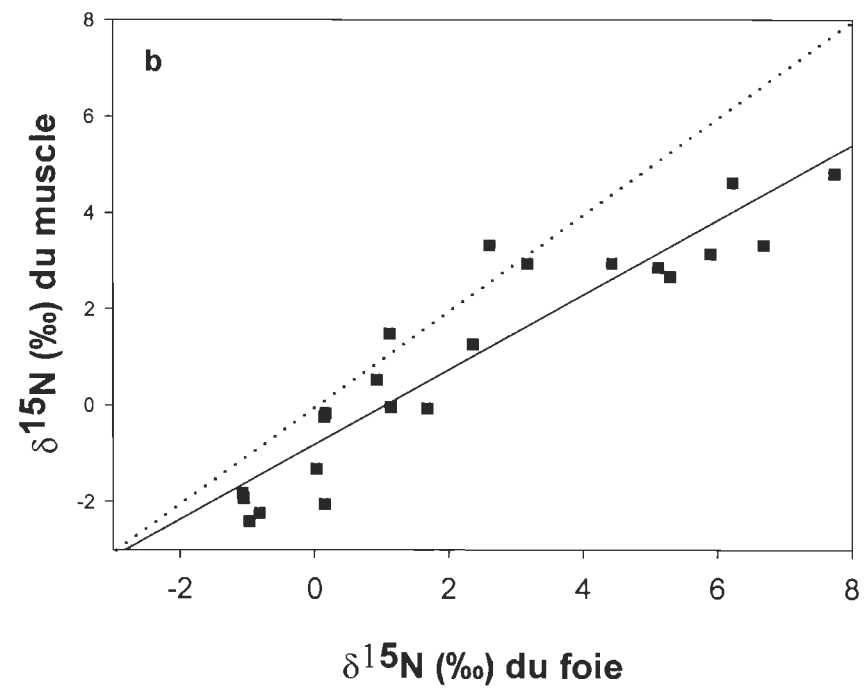
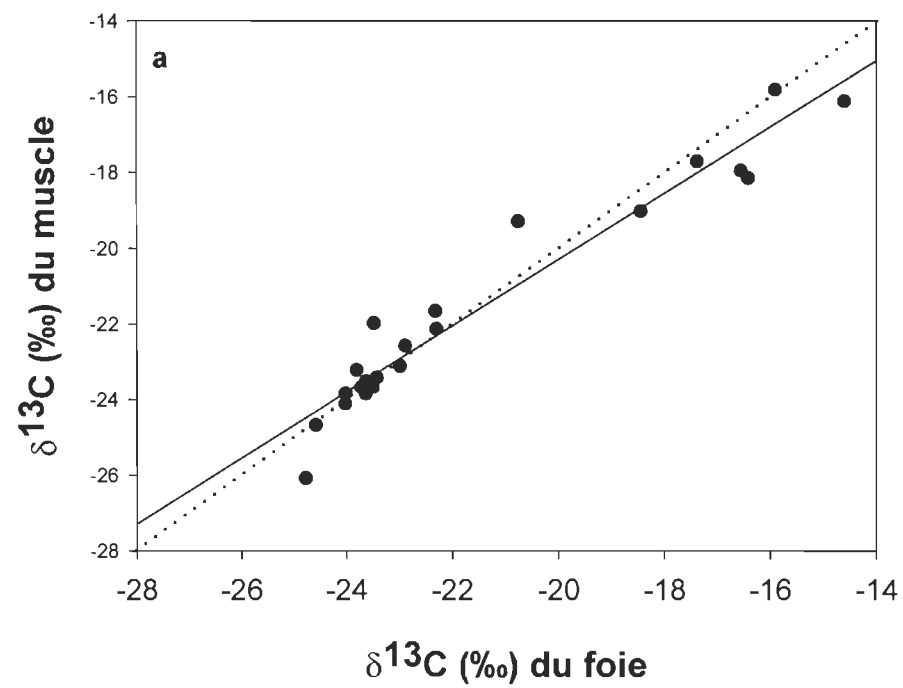
La figure 11 donne un aperçu général de la distribution des ratios isotopiques du carbone et de l'azote de tous les groupes étudiés, en fonction de l'habitat de leur capture,

**Figure 9.** Ratios isotopiques du carbone et de l'azote de foies de petits mammifères. Des corrections trophiques ont été apportées aux ratios isotopiques des musaraignes pygmées et grandes musaraignes par un retrait de 1 ‰ pour le carbone et de 3,4 ‰ pour l'azote. Les points gris représentent les petits mammifères rongeurs et les points noirs les petits mammifères insectivores. La ligne pleine représente la régression linéaire de l'ensemble des points ( $R^2 = 0.422$ ;  $P < 0.001$ ) et la ligne pointillée la régression linéaire excluant les deux points extrêmes caractérisés par des  $\delta^{15}\text{N}$  élevés comparativement à leurs  $\delta^{13}\text{C}$  ( $R^2 = 0.719$ ;  $P < 0.001$ ). Voir figure 7 pour les codes des espèces.

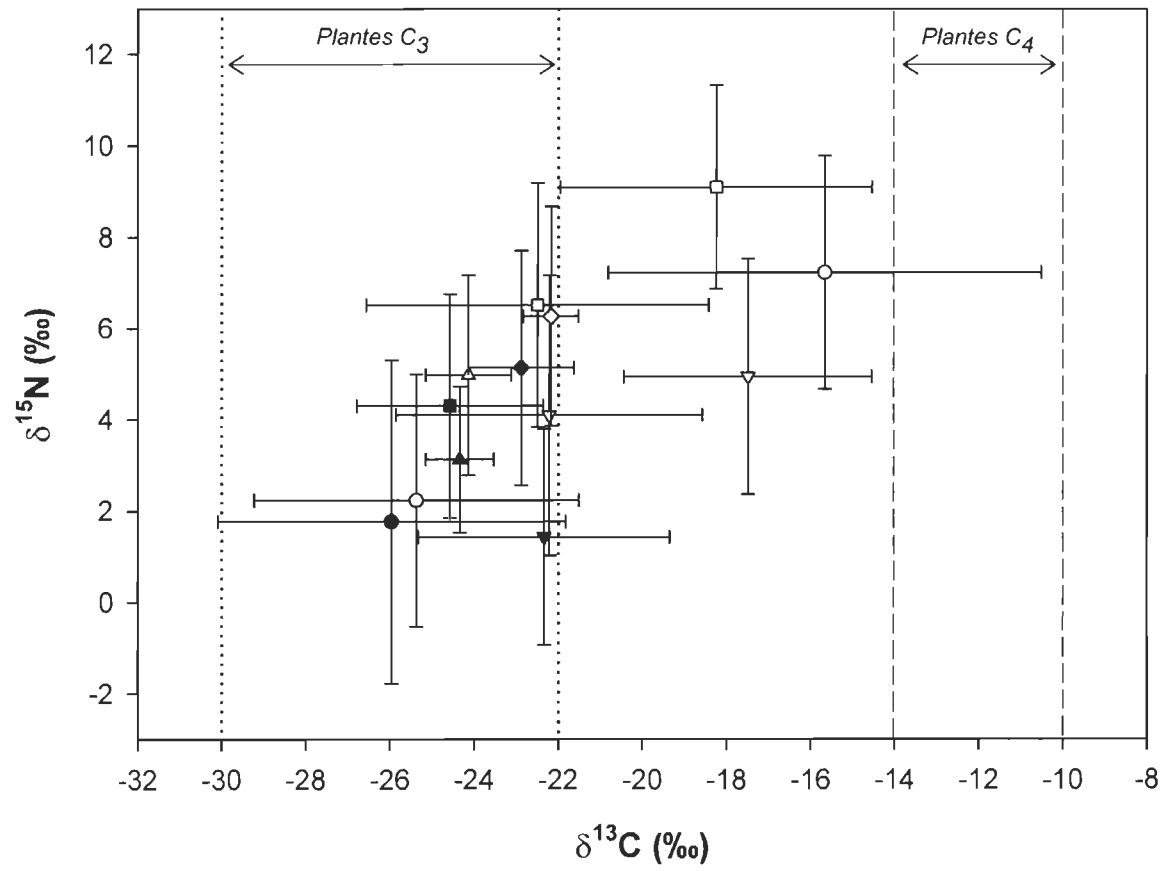




**Figure 10.** Ratios isotopiques du carbone (a) et de l'azote (b) de foies de petits mammifères rongeurs en fonction de ceux de muscles (n = 22). Les lignes pleines représentent les régressions linéaires et les lignes hachurées les rapports 1:1.



**Figure 11.** Ratios isotopiques moyens ( $\pm$  écart type) du carbone versus ceux de l'azote d'insectes herbivores (cercles), d'arthropodes prédateurs (carrés), d'oiseaux (triangles droits), de petits mammifères rongeurs (triangles inversés) et de petits mammifères insectivores (losanges) originant de forêts (noir), de champs de maïs (blanc) et de la bordure entre ces habitats (gris). Les lignes hachurées finement et grossièrement représentent, respectivement, les intervalles de ratios isotopiques du carbone des plantes  $C_3$  et  $C_4$ .



en relation aux signatures isotopiques en carbone des plantes  $C_3$  et  $C_4$ . Les insectes herbivores capturés dans les champs intégraient un mélange des signatures isotopiques des champs de maïs et des forêts, bien que leurs moyennes étaient plus près des signatures isotopiques des champs de maïs (figure 11). En bordures et en forêts, les insectes herbivores présentaient des ratios isotopiques typiquement forestiers. Pour les arthropodes prédateurs, les individus capturés dans les champs intégraient aussi un mélange des signatures des champs de maïs et des forêts. Les arthropodes prédateurs en forêts affichaient des signatures forestières, alors qu'en bordures, ils présentaient des ratios un peu plus élevés mais plus près des ratios forestiers. Les oiseaux, aussi bien ceux capturés en bordures qu'en forêts, présentaient des ratios isotopiques des forêts. Les petits mammifères capturés en bordures présentaient des ratios isotopiques plus près de celles des champs de maïs que ceux capturés à l'intérieur même des champs, suggérant que les individus vivant près des bordures fréquentaient les champs sur une base régulière, alors que plusieurs individus capturés dans les champs amorçaient des mouvements de dispersion et n'avaient pas encore intégré les signatures des champs de maïs. De façon générale, il semble donc que les champs de maïs représentaient une ressource sous-exploitée en comparaison à leur disponibilité.

## **Discussion**

### *Différences isotopiques entre habitats*

Pour utiliser les ratios naturels d'isotopes stables comme traceurs biogéochimiques dans l'étude des réseaux trophiques, il est nécessaire d'avoir des différences isotopiques claires entre au moins deux sources de nourriture. Plusieurs

études avaient utilisé les différences isotopiques de carbone entre les plantes C<sub>3</sub> et C<sub>4</sub> pour déterminer leur contribution relative dans le régime alimentaire de plusieurs vertébrés (Ambrose & DeNiro 1986; Alisauskas & Hobson 1993; Magnusson et al. 1999) et invertébrés (Teeri & Schoeller 1979; Ostrom et al. 1997; Briones et al. 1999; Magnusson et al. 1999). Bien que moins nombreuses, d'autres études avaient utilisé les différences de ratios isotopiques de l'azote pour identifier les organismes liés aux champs cultivés (Hebert & Wassenaar 2001). Toutefois, à notre connaissance, il s'agit de la première fois que les ratios isotopiques du carbone et de l'azote sont combinés pour caractériser les patrons d'échanges d'organismes entre des champs de maïs et les milieux naturels adjacents. Dans le contexte de notre étude, les ratios isotopiques des insectes herbivores capturés dans les champs de maïs et en forêts révélaient des différences isotopiques importantes entre habitats de 10.3 ‰ pour le carbone et de 5.5 ‰ pour l'azote, différences qui demeuraient stables dans l'espace et dans le temps (tableau 2). Ces différences nous ont permis d'établir les patrons d'échanges généraux d'arthropodes, d'oiseaux et de petits mammifères entre les deux habitats.

### *Arthropodes*

Dans les champs, alors que les pestes du maïs intégraient des ratios du carbone typiques du maïs, les insectes herbivores généralistes présentaient des  $\delta^{13}\text{C}$  légèrement plus négatifs (tableau 1). Toutefois, tous les groupes affichaient des  $\delta^{15}\text{N}$  de champs cultivés. Ceci suggère qu'il y avait présence de plantes ou de résidus de plantes de type C<sub>3</sub> à l'intérieur même des champs, ou encore migration d'individus entre champs cultivés.

Les insectes herbivores, araignées et carabidés présentaient des ratios isotopiques représentatifs de leur habitat de capture, et leurs écotones isotopiques se situaient à la bordure entre habitats (figure 2; tableau 3). Ces résultats indiquent que ces groupes se déplaçaient peu entre les champs de maïs et les forêts, et que les deux habitats présentaient des communautés d'arthropodes distinctes. Les études comparant les communautés d'insectes entre milieux fermés et ouverts adjacents avaient également trouvé des assemblages différents. Toutefois, Bedford et Usher (1994) avaient observé que les communautés des boisés et des champs cultivés n'étaient pas isolées l'une de l'autre, les communautés des bordures étant formées à la fois d'espèces des deux habitats. De fait, il semble que les réponses des arthropodes aux bordures soient spécifiques, certaines espèces pouvant se trouver aussi bien en milieu ouvert que fermé, alors que d'autres sont confinées à l'un ou l'autre de ces habitats (Ingham & Samways 1996; Martin & Major 2001). De plus, l'importance des milieux naturels comme sources d'arthropodes dans les champs cultivés est bien documentée (Coombes & Sotherton 1986; Dennis & Fry 1992; Lagerlof & Wallin 1993). En effet, comme les champs cultivés des zones tempérées ne sont couverts de végétation qu'une partie de l'année, les habitats naturels adjacents jouent un rôle primordial dans le maintien des communautés arthropodes en leur fournissant des sources alternatives de nourriture, des abris contre la dessiccation ou des refuges hivernaux (Sotherton 1985; Bhar & Fahrig 1998). Dans notre étude, si certaines espèces ou individus se déplaçaient entre les champs de maïs et les forêts, il semble que ces déplacements étaient globalement insuffisants pour être intégrés dans les signatures isotopiques des organismes étudiés. Il est possible que l'échelle d'échantillonnage, choisie pour retracer les grands patrons d'échanges entre habitats,



était trop grossière pour relever des échanges ayant lieu dans les premiers centimètres de chacun des habitats. Par exemple, Bedford et Usher (1994) avaient observé que les mélanges des communautés entre des boisés et des champs cultivés ne dépassaient pas les premiers 5 m des bordures.

Les coccinelles présentaient des ratios isotopiques des champs jusqu'à 15 m en forêts, distance au-delà de laquelle elles n'ont pas été capturées, et leurs zones de transition isotopique se situaient à près de 6 m en forêt pour le carbone et à près de 13 m en forêt pour l'azote (tableau 3). Il semble donc que les coccinelles soient des prédateurs spécialistes des champs et, bien qu'elles puissent être capturées dans les premiers mètres en forêts, elles préservent les signatures isotopiques des champs de maïs.

Comparativement aux insectes herbivores, les araignées et les carabidés présentaient des ratios isotopiques en carbone plus variables dans les champs qu'en forêts (figure 2; tableau 1), suggérant que différents groupes de proies, utilisant d'autres sources de carbone, étaient disponibles dans les champs. Bien que très clairsemées, des parcelles de végétation autres que le maïs étaient présentes dans tous les champs ainsi que le long de fossés d'irrigation (observations personnelles). Il est possible que ces plantes étaient de type  $C_3$  et maintenaient une faune arthropode distincte de celle des plants de maïs. Il est également possible que les grandes variations des  $\delta^{13}C$  observées chez les araignées et carabidés soient attribuables à l'immigration d'individus provenant d'autres champs cultivés. Ces deux hypothèses sont appuyées par le fait que les insectes herbivores généralistes des champs intégraient des ratios isotopiques en carbone intermédiaires entre celles des plantes de type  $C_3$  et de type  $C_4$ . Enfin, la faune du sol pouvait représenter une autre source de carbone présentant des  $\delta^{13}C$  distincts. Il a été démontré que la base de la

chaîne trophique du sol comprend des détritivores et des herbivores, les deux groupes pouvant maintenir différents prédateurs (Ponsard & Ardit 2000; McNabb et al. 2001). Bien qu'il soit difficile d'identifier avec certitude la source des grandes variations observées, ce résultat met en évidence l'importance des sources alternatives de nourriture pour le maintien des communautés d'arthropodes prédateurs généralistes dans les champs de maïs. En effet, les prédateurs généralistes présentent l'avantage de pouvoir être présents dans les champs avant même l'arrivée de pestes agricoles en s'alimentant sur d'autres proies et peuvent donc prévenir l'expansion des populations de pestes (Murdoch et al. 1985).

Dans les champs de maïs (de 5 à 250 m), les insectes herbivores, carabidés et coccinelles présentaient des ratios isotopiques en carbone semblables, typiques des plantes de type C<sub>4</sub>, alors que les araignées avaient des  $\delta^{13}\text{C}$  significativement plus faibles (figure 3a). Bien que les araignées dans les champs se nourrissaient vraisemblablement de proies provenant du maïs ( $\delta^{13}\text{C}$  moyen des araignées dans les champs de  $-20.8\text{ ‰}$ , comparativement à  $-24.8\text{ ‰}$  en forêt), il semble qu'elles dépendaient davantage des sources alternatives de carbone que les carabidés et coccinelles. Dans le cas de l'azote, les araignées et les carabidés présentaient des signatures plus élevées que les insectes herbivores, alors que les coccinelles présentaient des valeurs intermédiaires. Les valeurs plus élevées de  $\delta^{15}\text{N}$  des prédateurs par rapport aux herbivores sont attribuables à l'enrichissement trophique, les animaux ayant généralement un ratio isotopique en azote de 3-5 ‰ de plus que leur nourriture (DeNiro & Epstein 1981; Minigawa & Wada 1984; Peterson & Fry 1987). D'un autre côté, les valeurs plus élevées rencontrées chez les araignées et les carabidés peuvent s'expliquer par le fait que ce sont des prédateurs

généralistes, pouvant s'alimenter d'un grand nombre de types de proies appartenant à divers niveaux trophiques (Sunderland 1975; Luczak 1979; Nyffeler et al. 1994; Lövei & Sunderland 1996; Menalled et al. 1999), alors que les coccinelles sont davantage spécialistes, se nourrissant essentiellement d'insectes herbivores tels des pucerons, cochenilles et acariens (Borror et al. 1992).

En forêt, tous les groupes d'arthropodes étudiés présentaient des ratios isotopiques du carbone et de l'azote typiques des plantes forestières à l'exception des coccinelles (figure 3b), prédateurs spécialistes des champs tel il a été discuté plus haut, qui présentaient des  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  typiques des champs de maïs. Les insectes herbivores présentaient les ratios isotopiques les plus faibles dû à leur niveau trophique moins élevé. Les araignées avaient des  $\delta^{15}\text{N}$  significativement plus élevés, alors que les carabidés affichaient des valeurs intermédiaires entre ces deux groupes. Les tendances au cannibalisme et à la prédation intra guildes sont reconnues chez les araignées (Polis et al. 1989). Avec l'enrichissement trophique, il est possible que ces phénomènes entraînent une augmentation marquée du  $\delta^{15}\text{N}$  chez les araignées en forêts. D'un autre côté, bien que la majorité des carabidés soient prédateurs, il est reconnu que certains peuvent être omnivores, herbivores ou détritivores (Lövei & Sunderland 1996) et présenter des différences de  $\delta^{15}\text{N}$  entre ces groupes fonctionnels (McNabb et al. 2001). Ceci pourrait expliquer les différences non significatives des ratios isotopiques de l'azote entre les insectes herbivores et les carabidés en forêts.

Incluant toutes les distances de capture, les ratios isotopiques de l'azote de tous les groupes étaient significativement reliés à ceux du carbone dans une relation positive (Figure 4). Les arthropodes provenant des forêts présentaient des ratios isotopiques du

carbone et de l'azote plus bas que ceux provenant des champs de maïs; les deux isotopes se corroboraient donc dans l'indication du milieu d'origine de ces organismes. Toutefois, ces relations étaient plus faibles chez les carabidés et les coccinelles ( $R^2$  de 0.31 et 0.20, respectivement). La faible relation entre les isotopes du carbone et de l'azote chez les carabidés pourrait être attribuable à la présence de plusieurs guildes (prédateurs, omnivores, herbivores et détritivores). En effet, alors que les ratios isotopiques de l'azote sont enrichis d'un facteur de 3-5 ‰ à chaque niveau trophique (DeNiro & Epstein 1981; Minigawa & Wada 1984; Peterson & Fry 1987), ceux du carbone sont conservés avec un léger enrichissement d'environ 1-2 ‰ (DeNiro & Epstein 1978; Peterson & Fry 1987). La présence de plusieurs guildes dans une même analyse confondrait donc la relation entre ces deux isotopes. La faible relation entre les  $\delta^{13}\text{C}$  et  $\delta^{15}\text{N}$  chez les coccinelles pourrait s'expliquer par le fait qu'il s'agit d'un prédateur spécialiste des champs. Comme très peu d'individus présentaient les ratios isotopiques des forêts, les deux isotopes ne pouvaient se corroborer que faiblement dans l'indice du milieu d'origine des coccinelles.

### *Oiseaux*

Tous les oiseaux présentaient des ratios isotopiques de carbone et d'azote typiques des forêts (tableau 1) à l'exception de quelques bruants chanteurs (*Melospiza melodia*) capturés en bordures qui présentaient des ratios légèrement plus élevés. Le bruant chanteur est un oiseau de milieux ouverts fréquentant régulièrement les champs de maïs dans l'Est de l'Amérique du Nord (Best et al. 1990; Jobin et al. 1998; Boutin et al. 1999a, 1999b; Best et al. 2001), expliquant ces ratios plus élevés. Dans le sud-est du Canada, les autres espèces les plus communes dans les champs de maïs sont l'étourneau

sansonnet (*Sturnus vulgaris*), le carouge à épaulettes (*Agelaius phoeniceus*), le quiscalc bronzé (*Quiscalus quiscula*) et l'hirondelle rustique (*Hirundo rustica*) (Jobin et al. 1998; Boutin et al. 1999b). Aucune de ces espèces n'a été observée dans les champs ou bordures des sites d'étude (observations personnelles), les espèces capturées étant majoritairement forestières. Cette absence pourrait être expliquée par le type de paysage dans lequel s'inscrivait le site d'étude, la composition spécifique et l'abondance des oiseaux dans les agroécosystèmes étant fortement influencée par la composition et la configuration spatiale des habitats (Arnold 1983; Berg & Part 1994; Best et al. 1995; Sparks et al. 1996; Kirk et al. 2001).

Les arthropodes représentent une part importante du régime alimentaire d'oiseaux forestiers (Robinson & Holmes 1982; Holmes & Robinson 1988), particulièrement en période de reproduction (De Graaf et al. 1985; Gauthier & Aubry 1995). Ainsi, si des flux importants d'arthropodes entre habitats avaient été observés, les oiseaux auraient pu être liés aux champs de maïs sans y pénétrer en se nourrissant d'arthropodes provenant des champs. Toutefois, il a été observé que les arthropodes ne se déplaçaient pas entre les champs de maïs et les forêts (voir section sur les arthropodes). Les oiseaux devaient donc entrer dans les champs et s'y nourrir pour intégrer les signatures isotopiques du maïs. Dans un tel contexte, les signatures isotopiques des oiseaux reflètent leur disposition à traverser les bordures pour s'aventurer en milieu ouvert. Le fait que les oiseaux n'intégraient que les ratios isotopiques des forêts et ce, dès les premiers mètres de capture, suggère que les oiseaux n'étaient pas enclins à s'aventurer dans les champs de maïs pour s'y alimenter. Bien que peu d'études aient étudié les réponses comportementales des oiseaux face aux bordures (mais voir Harris, 1988), il

semble que plusieurs espèces forestières montrent une répugnance à traverser les bordures pour s'aventurer en milieu ouvert (Desrochers & Hannon 1997; Rail et al. 1997; Rodriguez et al. 2001; Gobeil & Villard 2002; Norris & Stutchbury 2002).

Malgré le fait que tous les oiseaux présentaient des ratios isotopiques des forêts, des différences significatives entre espèces ont été observées pour les deux isotopes (tableau 5; figure 5). Plusieurs causes peuvent être attribuables à ces différences observées. D'abord, ces différences pouvaient être dues à la base même des chaînes alimentaires, les plantes de types  $C_3$  ne présentant pas toutes les mêmes ratios isotopiques, ratios pouvant varier de  $-22$  à  $-35$  ‰ pour le carbone (O'Leary 1988; Lajtha & Marshall 1994; Cerling et al. 1997) et de  $-5$  à  $+2$  ‰ pour l'azote (Kendall & McDonnell 1998). De fait, les insectes herbivores capturés en forêts présentaient de forts écarts types de  $4.13$  ‰ pour le carbone et de  $3.54$  ‰ pour l'azote. Il est donc possible que les espèces se nourrissaient de différents groupes d'arthropodes, qui se nourrissaient eux-mêmes de différentes plantes, entraînant les différences observées. Les différences entre espèces peuvent également être imputables à des différences de niveaux trophiques. Les oiseaux pouvaient intégrer à leur régime alimentaire diverses proportions de plantes, d'arthropodes herbivores et d'arthropodes prédateurs, engendrant un continuum de combinaisons possibles. Comme les ratios isotopiques du carbone et d'azote sont enrichis à chaque niveau trophique (DeNiro & Epstein 1978; DeNiro & Epstein 1981; Peterson & Fry 1987; Kelly 2000), les oiseaux pouvaient se situer à des niveaux plus ou moins élevés dans les chaînes alimentaires, causant les différences de  $\delta^{13}C$  et  $\delta^{15}N$  entre espèces. Enfin, les différences entre oiseaux pouvaient être dues à la composition en éléments de leur régime alimentaire. En effet, Pearson et al. (2003) ont démontré que les facteurs

d'enrichissement trophique dépendent de la concentration en éléments du régime alimentaire chez les oiseaux, les tissus étant généralement plus enrichis par rapport à leur nourriture avec des aliments plus concentrés en carbone et en azote.

Aucun effet de la distance de capture par rapport à la bordure sur les ratios isotopiques n'a été observé, dû au fait qu'aucun oiseaux n'incorporait les signatures isotopiques des champs de maïs et ce, même dans les tous premiers mètres de capture. Un résultat étonnant est l'effet de la date de capture sur les ratios du carbone, qui décroissaient avec la saison, passant de valeurs de près de  $-23.5\text{ ‰}$  à des valeurs de près de  $-25\text{ ‰}$ , semblant tendre vers le  $\delta^{13}\text{C}$  des insectes herbivores forestiers (figure 6). Ce résultat était d'autant plus inattendu que Boutin et al. (1999b) et Best (2001) avaient observé une augmentation de la fréquentation des champs de maïs par les oiseaux forestiers avec la fermeture de la canopée dans les champs, à la fin de la saison de croissance. Au premier abord, il semble donc que les  $\delta^{13}\text{C}$  des oiseaux, qui intégraient à leur arrivée des  $\delta^{13}\text{C}$  plus élevés de leurs aires d'hivernage, se stabilisaient avec le temps pour intégrer les signatures en carbone locales des forêts, plus négatives. Par exemple, Chamberlain et al. (1997) ont observé que les parulines bleues (*Dendroica caerulescens*) présentent les  $\delta^{13}\text{C}$  les plus élevés de  $-21.1 \pm 0.6\text{ ‰}$  dans le sud de leur aire de nidification et les  $\delta^{13}\text{C}$  les plus faibles au sud du Canada, avec des valeurs de  $-24.4 \pm 0.6\text{ ‰}$ . Toutefois, certains éléments vont à l'encontre de cette hypothèse. D'abord, la mésange à tête noire (*Parus atricapillus*), une espèce résidente, présentait la même relation inverse entre les ratios isotopiques du carbone et la date de capture (Latendresse, données non publiées). Ensuite, il a été démontré que les taux de renouvellement en isotopes du carbone du sang des oiseaux sont d'environ deux semaines (Hobson & Clark 1992a,

1993; Bearhop et al. 2002; Pearson et al. 2003). Comme la majorité des passereaux migrateurs arrivent au Québec dès le mois de mai (Gauthier & Aubry 1995) et que les captures se sont effectuées de mi-juin à début-août, il est probable que les oiseaux présentaient des signatures isotopiques locales dès le début de l'étude. Une cause possible de la baisse des  $\delta^{13}\text{C}$  des oiseaux avec le temps serait le changement de régime alimentaire dû aux différences de synchronisme d'émergence entre arthropodes, ces arthropodes présentant des différences isotopiques se répercutant chez les oiseaux. Comme aucun changement des ratios isotopiques de l'azote n'a été observé, les changements de régimes n'impliqueraient pas de modifications de niveaux trophiques.

Les ratios isotopiques du carbone et de l'azote du sang des oiseaux montraient une relation très faible, bien que significative (figure 7). Ce résultat est attribuable au fait que les oiseaux présentaient tous des ratios isotopiques du carbone et de l'azote bas typiques des forêts. Comme aucun oiseau ne montrait des ratios isotopiques du carbone et de l'azote plus élevés des champs de maïs, il ne pouvait y avoir de relation importante entre ces deux isotopes.

#### *Petits mammifères*

Les ratios isotopiques en carbone et en azote des petits mammifères ont permis de déterminer les patrons d'utilisation des champs de maïs et des forêts. Les campagnols-à-dos-roux de Gapper, musaraignes pygmées et grandes musaraignes n'ont été capturés qu'en forêt et présentaient toujours des ratios isotopiques typiques de cet habitat, suggérant que ces espèces n'osaient traverser les bordures pour s'aventurer en milieu ouvert (figure 8). D'un autre côté, une seule souris sauteuse des champs a été capturée et



ce dans le champ et présentait des ratios isotopiques de champs cultivés. Enfin, les souris du genre *Peromyscus* et souris sauteuses des bois semblaient être les espèces les plus généralistes. Bien que les souris-sauteuses des bois n'aient été capturées qu'en forêt et en bordure, des individus présentaient des ratios isotopiques des champs de maïs. Les souris du genre *Peromyscus* ont été capturées dans les deux habitats et présentaient des ratios isotopiques des deux habitats, reflétant qu'elles pouvaient aussi bien s'alimenter dans les champs de maïs qu'en forêts. Ainsi, bien qu'il est reconnu que l'habitat de préférence de la souris à patte blanche soit la forêt, elle peut aussi utiliser d'autres habitats tels les champs cultivés (Wegner et Merriam 1979) et ce, particulièrement à la fin de la saison de croissance (Cummings et Vessey 1994). Au niveau des bordures, les souris du genre *Peromyscus* présentaient de grandes variations inter-individuelles, suggérant qu'elles utilisaient les champs de maïs et les forêts avec différentes proportions. De fait, Bayne et Hobson (1998) avaient observé que les souris sylvestres étaient plus abondantes près des bordures en milieu agricole, indiquant que cette espèce peut tirer avantage de la production de grains dans les champs tout en profitant de la couverture forestière pour diminuer les risques de prédation (Heske 1995).

La majorité des petits mammifères capturés en forêt et deux souris du genre *Peromyscus* capturées dans le champ présentaient les ratios isotopiques de leur habitat de capture (figure 8), suggérant qu'ils utilisaient ces habitats depuis un laps de temps suffisamment long pour que leur foie en assimile les signatures isotopiques. Quelques individus ne présentaient pas les ratios isotopiques de leur habitat de capture (# 1 à 6 de la figure 8). Toutefois, il était possible de retracer leur habitat d'origine grâce à leurs signatures isotopiques. Ainsi, la souris du genre *Peromyscus* (individu #1) et la souris

sauteuse des champs (individu # 2) capturées dans le champ présentaient des  $\delta^{13}\text{C}$  faibles comparativement à leur  $\delta^{15}\text{N}$ . Ces individus pouvaient provenir d'un autre champ cultivé en plantes  $\text{C}_3$  et enrichi d'engrais ou de fumiers, ou encore s'alimentaient de plantes ou de résidus de plantes de type  $\text{C}_3$  à l'intérieur même du champs de maïs. Toujours dans le champ, des souris du genre *Peromyscus* (individus # 3, 4 et 5) affichaient des ratios isotopiques des forêts, et provenaient sans doute de cet habitat. Enfin, les ratios isotopiques d'une souris sauteuse des bois capturée en forêt (individu # 6) suggéraient qu'elle s'était alimentée dans le champs de maïs.

Les ratios isotopiques du carbone et de l'azote des petits mammifères montraient une relation linéaire (figure 9), relation qui s'améliorait considérablement en excluant les deux points extrêmes caractérisés par des  $\delta^{15}\text{N}$  élevés comparativement à leurs  $\delta^{13}\text{C}$ . Ces points représentent la souris du genre *Peromyscus* et la souris sauteuse des champs (individus # 1 et 2 de la figure 8) qui provenaient sans doute de champs cultivés autrement qu'en maïs ou encore qui s'alimentaient de plantes  $\text{C}_3$  dans le champs de maïs, tel que discuté plus haut. Ces résultats démontrent qu'utilisés conjointement, les ratios isotopiques du carbone et de l'azote s'avèrent de très bon indicateurs de l'habitat d'origine des petits mammifères et qu'ils représentent de bons outils pour retracer leurs déplacements dans les agroécosystèmes.

Les ratios isotopiques en carbone des foies et des muscles de petits mammifères rongeurs présentaient un rapport 1 : 1 (figure 10a; tableau 6). Les taux de renouvellement des isotopes du carbone d'un tissu sont proportionnels au taux métabolique de ce tissus, avec des demi-vies de 6.4 jours pour le foie et de 27.6 jours pour le muscle chez des gerboises (*Meriones unguiculatus*) élevées en captivité (Tieszen et al. 1983). Les foies

intègrent donc les ratios isotopiques de leur nourriture sur une courte échelle de temps, alors que les muscles reflètent le régime alimentaire sur une échelle de temps moyen. Les rapport 1 :1 observés entre les  $\delta^{13}\text{C}$  de ces tissus indiquent donc qu'il n'y avait pas eu de changement entre la composition du régime alimentaire récent (1 semaine) et à moyen terme (1 mois). Dans le cas de l'azote, les foies semblaient légèrement enrichis en isotopes lourds comparativement aux muscles (figure 10b; tableau 6), reflétant des différences de facteurs d'enrichissement entre ces tissus. Le fait que le foie présente un facteur d'enrichissement plus important que le muscle pour l'azote avait déjà été observé chez différents organismes (DeNiro & Epstein 1981; Hobson & Clark 1992b; Kurle & Worthy 2002).

### *Échanges généraux*

De façon générale, il semble que les champs de maïs représentaient une ressource sous-exploitée en comparaison à leur disponibilité, reflétant combien les champs de maïs sont des habitats inhospitaliers pour la plupart des organismes des agroécosystèmes. Les résultats obtenus ont des implications importantes au niveau du contrôle biologique et de la contamination par les pesticides agricoles. De fait, les organismes présentant les ratios isotopiques des champs de maïs peuvent représenter des pestes du maïs dans le cas des herbivores ou des contrôleurs de pestes dans le cas des insectivores. Ces organismes représentent également une voie certaine de contamination des chaînes alimentaires, la culture du maïs exigeant un épandage considérable de pesticides (Giroux 1999). Chez les oiseaux, seul le bruant chanteur (*Melospiza melodia*) présentait des évidences d'utilisation des champs de maïs. Cette espèce étant omnivore au

cours de sa période de nidification (De Graaf et al. 1985), il est difficile de déterminer si elle participait au contrôle biologique des pestes du maïs ou si elle s'alimentait elle-même des plants de maïs. Quoiqu'il en soit, cette espèce est susceptible d'être affectée par l'utilisation de pesticides dans les champs de maïs. Chez les petits mammifères, seules les souris sauteuses des bois et les souris du genre *Peromyscus* affichaient des ratios isotopiques en carbone et en azote typiques des champs de maïs. Une fois encore, il est difficile de déterminer si ces souris représentaient des pestes du maïs ou des contrôleurs de pestes. En effet, bien que leur régime alimentaire soit majoritairement composé de matières végétales, elles peuvent aussi consommer des insectes ou larves d'insectes (Banfield 1974). En milieu agricole, les souris sylvestres peuvent s'alimenter de grains de maïs, mais elles peuvent également consommer une bonne part d'insectes nuisibles, agissant ainsi comme contrôleurs de pestes (Getz et Brighty 1986). Les petits mammifères sont des proies importantes pour plusieurs organismes. Ainsi, en plus d'être eux-mêmes vulnérables à l'application de pesticides dans les champs de maïs, ils peuvent représenter une voie de contamination importante pour les organismes de niveaux supérieurs des réseaux trophiques agroforestiers.

Plusieurs études ont démontré que les flux d'énergie entre habitats ont lieu des milieux les plus productifs vers les milieux les moins productifs (Polis et al. 1997; Huxel & McCann 1998; Murakami & Nakano 2001). Toutefois, certains habitats peuvent être ceinturés de « bordure abruptes » (« hard edge »), bordures plus ou moins impénétrables, que les organismes n'osent traverser pour des raisons d'ordre physiques ou comportementales (Stamps et al. 1987). Un facteur modulant la perméabilité des bordures est l'importance des différences entre les habitats adjacents (Stamps et al. 1987). Dans

notre étude, nous avons étudié les échanges entre des forêts matures et des champs de maïs, qui présentaient des caractéristiques très différentes. De toutes évidences, la majorité des organismes forestiers répugnaient à pénétrer dans les champs de maïs, se trouvant donc isolés dans les boisés, à l'exception des souris du genre *Peromyscus* et souris sauteuses des bois. L'habileté des espèces à traverser les bordures et les habitats inhospitaliers est un des facteurs déterminant leur présence et leur abondance dans les milieux fragmentés (Hassell 1980; den Boer 1981; Fahrig & Merriam 1985; Goheen et al. 2003). Cette étude met donc en évidence l'importance des éléments du paysage favorisant les échanges entre parcelles boisées en milieu agricole, tels les corridors ou la distance séparant les îlots forestiers (i.e. Saunders et al. 1991; Opdam et al. 1984; Wegner & Merriam, 1979; Fahrig & Merriam, 1985; Haddad et al. 2003). Cette étude soulève également l'intérêt d'examiner les patrons d'échanges d'organismes entre les champs cultivés et des habitats naturels présentant des différences moins considérables, tels des forêts jeunes, en régénération ou des pâturages.

## **Conclusion**

L'utilisation conjointe des ratios isotopiques du carbone et de l'azote dans cette étude a permis de décrire les patrons d'utilisation des champs de maïs et des forêts par différents organismes. Les résultats mettent d'abord en évidence l'importance des sources alternatives de nourriture dans les champs de maïs pour le maintien des communautés d'arthropodes prédateurs. Ensuite, les ratios isotopiques ont permis d'établir que les arthropodes étudiés ne se déplaçaient pas entre habitats. Les organismes insectivores forestiers devaient donc pénétrer dans les champs et s'y nourrir pour intégrer les

signatures isotopiques du maïs. Dans un tel contexte, la signature isotopique des consommateurs est un bon indicateur de leurs réponses aux bordures et de leurs prédispositions à les traverser. Seules les souris du genre *Peromyscus* et souris sauteuses des bois s'avéraient suffisamment généralistes pour utiliser les champs de maïs et les forêts, alors que des organismes aussi mobiles que les oiseaux forestiers répugnaient à traverser les bordures pour s'aventurer en milieu ouvert. Comme les forêts et les champs de maïs présentent des caractéristiques très différentes, la bordure entre ces habitats représentait une « bordure abrupte ». De façon générale, il semble que les champs de maïs soient des milieux inhospitaliers pour la majorité des organismes forestiers vivant dans les écosystèmes agroforestiers, ces derniers se trouvant isolés dans les îlots forestiers.

## Références

- Alisauskas RT, Hobson KA (1993) Determination of lesser snow goose diets and winter distribution using stable isotope analysis. *Journal of Wildlife Management* 57:49-54
- Ambrose SH, DeNiro MJ (1986) The isotopic ecology of east african mammals. *Oecologia* 69:395-406
- Arnold GW (1983) The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerows, and area of woodland and garden on bird numbers on farmland. *Journal of Applied Ecology* 20:731-750
- Banfield, AWF (1974) *Les mammifères du Canada*. Presses de l'Université Laval. Québec.
- Bayne EM, Hobson KA (1998) The effects of habitat fragmentation by forestry and agriculture on the abundance of small mammals in the southern boreal mixedwood forest. *Canadian Journal of Zoology* 76:62-69
- Bearhop S, Waldron S, Votier SC, Furness RW (2002) Factors that influence assimilation rates and fractionation of nitrogen and carbon stable isotopes in avian blood and feathers. *Physiological and Biochemical Zoology* 75:451-458
- Bedford SE, Usher MB (1994) Distribution of arthropod species across the margins of farm woodlands. *Agriculture Ecosystems & Environment* 48:295-305
- Berg A, Part T (1994) Abundance of breeding farmland birds on arable and set-aside fields at forest edges. *Ecography* 17:147-152
- Best LB, Whitmore RC, Booth GM (1990) Use of cornfields by birds during the breeding season: The importance of edge habitat. *American Midland Naturalist* 123:84-99
- Best LB, Freemark KE, Dinsmore JJ, Camp M (1995) A review and synthesis of habitat use by breeding birds in agricultural landscapes of Iowa. *American Midland Naturalist* 134:1-29
- Best LB (2001) Temporal patterns of bird abundance in cornfield edges during the breeding season. *American Midland Naturalist* 146:94-104
- Best LB, Bergin TM, Freemark KE (2001) Influence of landscape composition on bird use of rowcrop fields. *Journal of Wildlife Management* 65:442-449
- Bhar R, Fahrig L (1998) Local vs. landscape effects of woody field borders as barriers to crop pest movement. *Conservation Ecology* 2: Available on the internet: <http://www.consecol.org/Journal/vol2/iss2/art3>

- Bilby RE, Fransen BR, Bisson PA (1996) Incorporation of nitrogen and carbon from spawning coho salmon into the trophic system of small streams: evidence from stable isotopes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 5:1909-1918
- Borror DJ, Triplehorn CA, Johnson NF (1992) An introduction to the study of insects. 6<sup>th</sup> ed. Philadelphia Saunders College; Fort Worth, Tex. Harcourt Brace College
- Boutin C, Freemark KE, Kirk DA (1999a) Farmland birds in southern Ontario: Field use, activity patterns and vulnerability to pesticide use. *Agriculture Ecosystems & Environment* 72:239-254
- Boutin C, Freemark KE, Kirk DA (1999b) Spatial and temporal patterns of bird use of farmland in southern Ontario. *Canadian Field-Naturalist* 113:430-460
- Briones MJJ, Bol R, Sleep D, Sampedro L, Allen D (1999) A dynamic study of earthworm feeding ecology using stable isotopes. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 13:1300-1304
- Cabana G, Rasmussen JB (1994) Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature* 372:255-257
- Cerling TE, Harris JM, Macfadden BJ, Leakey MG, Quade J, Eisenmann V, Ehleringer JR (1997) Global vegetation change through the miocene/pliocene boundary. *Nature* 389:153-158
- Chamberlain CP, Blum JD, Holmes RT, Feng X, Sherry TW, Graves GR (1997) The use of isotope tracers for identifying populations of migratory birds. *Oecologia (Berlin)* 109:132-141
- Coombes DS, Sotherton NW (1986) The dispersal and distribution of polyphagous predatory Coleoptera in cereals. *Annals of Applied Biology* 108:461-474
- Cummings JR, Vessey SH (1994) Agricultural influences on movement patterns of white-footed mice (*Peromyscus leucopus*). *American Midland Naturalist* 132:209-218
- Curtis JT (1956) The modification of mid-latitude grasslands and forests by man. In: Thomas WL (ed) *Man's role in changing the face of the earth*. Chicago, Illinois, USA, pp 721-736
- De Graaf RM, Tilghman NG, Anderson SH (1985) Foraging guilds of North American Birds. *Environmental Management* 9:493-536
- den Boer PJ (1981) On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. *Oecologia* 50:39-53
- DeNiro MJ, Epstein S (1978) Influence of the diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42:495-506



- DeNiro MJ, Epstein S (1981) Influence of the diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45:341-351
- Dennis P, Fry GLA (1992) Field Margins Can They Enhance Natural Enemy Population Densities and General Arthropod Diversity on Farmland? *Agriculture Ecosystems & Environment* 40:95-115
- Desrochers A, Hannon SJ (1997) Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Conservation Biology* 11:1204-1210
- Ehleringer JR, Cerling T, Helliker BR (1997) C<sub>4</sub> photosynthesis, atmospheric CO<sub>2</sub>, and climate. *Oecologia* 112:285-299
- Environnement Québec (2001) Portrait global de la qualité des eaux au Québec. <http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/sys-image/global/global3.htm>
- Fahrig L, Merriam G (1985) Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66: 1762-1768
- Freemark K, Boutin C (1995) Impacts of agricultural herbicide use on terrestrial wildlife in temperate landscapes: A review with special reference to North America. *Agriculture Ecosystems & Environment* 52:67-91
- Gauthier J, Aubry Y (1995) Les Oiseaux nicheurs du Québec : atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional . association québécoise des groupes d'ornithologues, Montréal, Québec
- Getz LL, Brighty E (1986) Potential effects of small mammals in high-intensity agricultural systems in east-central Illinois, U.S.A. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 15: 39-50
- Giroux I (1999) Contamination de l'eau par les pesticides dans les régions de culture de maïs et de soya au Québec. Ministère de l'Environnement du Québec. Québec.
- Gobeil J-F, Villard M-A (2002) Permeability of three boreal forest landscape types to bird movements as determined from experimental translocations. *Oikos* 98:447-458
- Goheen JR, Swihart RK, Gehring TM, Miller MS (2003) Forces structuring tree squirrel communities in landscapes fragmented by agriculture: species differences in perceptions of forest connectivity and carrying capacity. *Oikos* 102:95-103
- Haddad NM, Bowne DR, Cunningham A, Danielson BJ, Levey DJ, Sargent S, Spira T (2003) Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 84:609-615
- Harding EK, Stevens E (2001) Using stable isotopes to assess seasonal patterns of avian predation across a terrestrial-marine landscape. *Oecologia* 129:436-444

- Harris LD (1988) Edge effects and conservation of biotic diversity. *Conservation Biology* 2:330-332
- Hassell MP (1980) Some consequences of habitat heterogeneity for population dynamics. *Oikos* 35:150-160
- Hebert CE, Wassenaar LI (2001) Stable nitrogen isotopes in waterfowl feathers reflect agricultural land use in western Canada. *Environmental Science & Technology* 35:3482-3487
- Heske EJ (1995) Mammalian abundances on forest-farm edges versus forest interiors in southern Illinois: Is there an edge effect? *Journal of Mammalogy* 76:562-568
- Hobson KA, Clark RG (1992a) Assessing avian diets using stable isotopes: I. Turnover of carbon-13 in tissues. *Condor*, v.94,181-188
- Hobson KA, Clark RG (1992b) Assessing avian diets using stable isotopes: II. Factors influencing diet-tissue fractionation. *Condor* v.94:189-197
- Hobson KA, Clark RG (1993) Turnover of  $^{13}\text{C}$  in cellular and plasma fractions of blood: implications for nondestructive sampling in avian dietary studies. *Auk* 110:638-641
- Hobson KA (1999) Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: A review. *Oecologia Berlin* 120:314-326
- Holmes RT, Robinson SK (1988) Spatial patterns, foraging tactics, and diets of ground-foraging birds in a northern hardwood forest [usa]. *Wilson Bulletin* 100:377-394
- Huxel GR, McCann K (1998) Food web stability: The influence of trophic Flows across habitats. *The American Naturalist* 152:460-469
- Ingham DS, Samways MJ (1996) Application of fragmentation and variegation models to epigaeic invertebrates in South Africa. *Conservation Biology* 10:1353-1358
- Jobin B, Desgranges J-L, Boutin C (1996) Population trends in selected species of farmland birds in relation to recent developments in agriculture in the St. Lawrence Valley. *Agriculture Ecosystems & Environment* 57:103-116
- Jobin B, DesGranges J-L, Boutin C (1998) Farmland habitat use by breeding birds in Southern Quebec. *Canadian Field-Naturalist* 112:611-618
- Kelly JF (2000) Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. *Canadian Journal of Zoology* 78:1-27
- Kendall C, McDonnell JJ (1998) *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*. New York

- Kirk DA, Boutin C, Freemark KE (2001) A multivariate analysis of bird species composition and abundance between crop types and seasons in southern Ontario, Canada. *Ecoscience* 8:173-184
- Kurle C, Worthy GAJ (2002) Stable nitrogen and carbon isotopes ratios in multiple tissues of the northern fur seal *Callorhinus ursinus*: Implications for dietary and migratory reconstructions. *Marine Ecology - Progress Series* 236:289-300
- Lagerlof J, Wallin H (1993) The abundance of arthropods along two field margins with different types of vegetation composition: an experimental study. *Agriculture Ecosystems & Environment* 43:141-154
- Lajtha K, Marshall JD (1994) Sources of variation in the stable isotopic composition of plants. In: Lajtha K, Michener RH (eds) *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Blackwell Scientific, London, pp 1-21
- Lövei GL, Sunderland KD (1996) Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annual Review of Entomology* 41:231-256
- Luczak J (1979) Spiders in agrocoenoses. *Polish Ecological Studies* 5:151-200
- MacFadden BJ, Cerling TE, Harris JM, Prado J (1999) Ancient latitudinal gradients of  $\delta^{13}C/\delta^{14}C$  grasses interpreted from stable isotopes of new world pleistocene horse (*Equus*) teeth. *Global Ecology and Biogeography* 8:137-149
- Magnusson WE, Carmozina dAM, Cintra R, Lima AP, Martinelli LA, Sanaiotti TM, Vasconcelos HL, Victoria RL (1999) Contributions of C3 and C4 plants to higher trophic levels in an Amazonian savanna. *Oecologia* 119:91-96
- Martin TJ, Major RE (2001) Changes in wolf spider (Araneae) assemblages across woodland-pasture boundaries in the central wheat-belt of New South Wales, Australia. *Austral Ecology* 26:264-274
- McLaughlin A, Mineau P (1995) The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture Ecosystems & Environment* 55:201-212
- McNabb D, Halaj J, Wise DH (2001) Inferring trophic positions of generalist predators and their linkage to the detrital food web in agroecosystems: a stable isotope analysis. *Pedobiologia* 45:298-297
- Menalled FD, Lee JC, Landis DA (1999) Manipulating carabid beetle abundance alters prey removal rates in corn fields. *BioControl* 43:
- Meyer WB (1995) Past and present land use and land cover in the USA. *Consequences* Spring 1995:25-33

- Minigawa M, Wada E (1984) Stepwise enrichment of  $^{15}\text{N}$  along food chains: further evidence and the relation between  $^{15}\text{N}$  and age. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48:1135-1140
- Ministère de l'Environnement (2003) Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec. Direction des politiques du secteur agricole, ministère de l'Environnement, Québec, Envirodoq ENV/2003/0025.
- Murakami M, Nakano S (2001) Species-specific foraging behavior of birds in a riparian forest. *Ecological Research* 16:913-923
- Murdoch WW, Chesson J, Chesson PL (1985) Biological control in theory and practice. *American Naturalist* 125:344-366
- Norris DR, Stutchbury BJM (2002) Sexual differences in gap-crossing ability of a forest songbird in a fragmented landscape revealed through radiotracking. *Auk* 119:528-532
- Nyffeler M, Sterling WL, Dean DA (1994) How spiders make a living. *Environmental Entomology* 23:1357-1367
- O'Leary M (1988) Carbon isotopes in photosynthesis. *BioScience* 38:328-336
- Opdam P, van Dorp D, Ter Braak JF (1984) The effect of isolation on the number of woodland birds in small woods in the Netherlands. *Journal of biogeography* 11:473-478
- Ostrom PH, Colunga-Garcia Manuel, Gage Stuart H. (1997) Establishing pathways of energy flow for insect predators using stable isotope ratios: Field and laboratory evidence. *Oecologia* 109 (1):108-113
- Pearson SF, Levey DJ, Greenberg CH, Martinez del Rio C (2003) Effects of elemental composition on the incorporation of dietary nitrogen and carbon isotopic signatures in an omnivorous songbird. *Oecologia* 135:516-523
- Peterson BJ, Fry B (1987) Stable Isotopes in Ecosystem Studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 18:293-320
- Polis GA, Anderson WB, Holt RD (1997) Toward an integration of landscape and food web ecology: The dynamics of spatially subsidized food webs. *Annual Review of Ecological Systems* 28:289-316
- Polis GA, Myers CA, Holt RD (1989) The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. *Annual Review of Ecology and Systematics* 120:297-330
- Ponsard S, Arditi R (2000) What can stable isotopes ( $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}$ ) tell about the food web of soil macro-invertebrates? *Ecology* 81:852-864

- Post D (2002) Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology* 83:703-718
- Rail J-F, Darveau M, Desrochers A, Huot J (1997) Territorial responses of boreal forest birds to habitat gaps. *Condor* 99:976-980
- Ressources naturelles Québec (2002) Les zones de végétation et les domaines bioclimatiques du Québec.  
[http://www.mrn.gouv.qc.ca/inc/forets/images/carte\\_vegetation.pdf](http://www.mrn.gouv.qc.ca/inc/forets/images/carte_vegetation.pdf)
- Robinson SK, Holmes RT (1982) Foraging behavior of forest birds: The relationships among search tactics, diet, and habitat structure. *Ecology* 63:1918-1931
- Rodriguez A, Andrén H, Jansson G (2001) Habitat-mediated predation risk and decision making of small birds at forest edges. *Oikos* 95:383-396
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18-32
- Schoeninger MJ, DeNiro MJ (1984) Nitrogen and carbon isotopic composition of bone collagen from marine and terrestrial animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48:625-639
- Sotherton NW (1985) The distribution and abundance of predatory Coleoptera overwintering in field boundaries. *Annals of Applied Biology* 106:17-21
- Sparks TH, Parish T, Hinsley SA (1996) Breeding birds in field boundaries in an agricultural landscape. *Agriculture Ecosystems & Environment* 60:1-8
- Stamps JA, Buechner M, Krishnan VV (1987) The effects of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat. *The American Naturalist* 129:533-552
- Sunderland KD (1975) Diet of Some Predatory Arthropods in Cereal Crops. *Journal of Applied Ecology* 12:507-515
- Teeri JA, Schoeller DA (1979)  $\delta^{13}\text{C}$  Values of an Herbivore and the Ratio of  $\text{C}_3$  to  $\text{C}_4$  Plant Carbon in Its Diet. *Oecologia* 39:197-200
- Teeri JA, Stowe LG (1976) Climatic patterns and the distribution of  $\text{C}_4$  grasses in North America. *Oecologia* 23:1-12
- Tieszen LL, Boutton WT, Tesdahl KG, Slade NH (1983) Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: Implications for  $\delta^{13}\text{C}$  analysis of diet. *Oecologia* 57:32-37
- Turner MG, Gardner RH, O'Neill RV (2001) Landscape ecology in theory and practice: Pattern and process. New York, Springer, New York

Varchola JM, Dunn JP (2001) Influence of hedgerow and grassy field borders on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) activity in fields of corn. *Agriculture Ecosystems & Environment* 83:153-163

Wegner JF, Merriam G (1979) Movements by birds and small mammals between a wood and adjoining farmland habitats. *Journal of Applied Ecology* 16:349-357

Wiens JA (1992) Ecological flows accross landscape boundaries: a conceptual overview. In: Hansen AJ, di Castri F (eds) *Landscape boundaries: consequences for biotic diversity and ecological flow*, vol. 92. Springer-Verlag, New York, pp 217-235

## **ANNEXE 1**

Ratios isotopiques du carbone et de l'azote des arthropodes. Les valeurs négatives de distance de capture représentent les distances dans les champs de maïs; les valeurs positives les distances en forêts et la distance 0 m les bordures. FI = récolte à l'aide de filets entomologique; PF = récolte à l'aide de pièges fosses.

Ordre	Famille	Date	Site	Distance (m)	Capture	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
<i>Phalangide</i>		4-7	3	15	FI	-25.7	6.8
<i>Phalangide</i>		5-7	3	-250	PF	-21.3	7.1
<i>Phalangide</i>		5-7	3	-5	PF	-25.8	6.0
<i>Phalangide</i>		5-7	3	0	PF	-23.1	4.2
<i>Phalangide</i>		5-7	3	0	PF	-23.9	6.3
<i>Phalangide</i>		5-7	3	-250	PF	-22.8	6.8
<i>Aranea</i>	<i>Araneidae</i>	29-6	2	50	FI	-23.6	6.1
<i>Aranea</i>	<i>Araneidae</i>	10-7	3	5	FI	-27.1	9.4
<i>Aranea</i>	<i>Araneidae</i>	14-8	1	50	FI	-24.2	3.1
<i>Aranea</i>	<i>Clubionidae</i>	4-7	3	50	FI	-26.0	2.4
<i>Aranea</i>	<i>Clubionidae</i>	4-7	3	100	FI	-25.4	3.1
<i>Aranea</i>	<i>Clubionidae</i>	10-7	1	100	FI	-26.5	2.8
<i>Aranea</i>	<i>Clubionidae</i>	10-7	3	15	FI	-25.6	9.2
<i>Aranea</i>	<i>Clubionidae</i>	10-7	3	100	FI	-25.1	3.2
<i>Aranea</i>	<i>Clubionidae</i>	24-7	2	50	FI	-26.7	2.8
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	26-5	2	-250	PF	-26.2	6.8
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	26-5	2	0	PF	-18.1	12.6
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	26-5	2	-100	PF	-26.1	9.5
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	28-5	1	250	PF	-23.4	2.7
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	28-5	1	-15	PF	-19.1	14.2
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	29-6	2	-50	PF	-19.1	11.1
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	29-6	2	-5	PF	-18.7	11.3
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	29-6	2	-5	PF	-20.5	10.7
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	29-6	2	-250	PF	-20.7	10.9
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	29-6	2	-100	PF	-18.0	9.7
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	29-6	2	-100	PF	-19.6	8.6
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	29-6	2	-50	PF	-18.5	11.4
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	29-6	2	-250	PF	-18.4	11.4
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	5-7	3	-100	PF	-21.8	7.6
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	5-7	3	-50	PF	-22.1	8.2
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	5-7	3	0	PF	-23.5	7.8
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	5-7	3	-15	PF	-22.9	8.5
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	10-7	3	-250	PF	-24.3	8.6
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	10-7	1	-250	PF	-22.2	10.6
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	10-7	1	-5	PF	-20.0	11.7
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	24-7	2	100	PF	-24.8	3.6
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	24-7	2	-250	PF	-15.3	10.8
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	24-7	2	-15	PF	-19.2	10.0
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	1-8	3	-100	PF	-22.3	9.0
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	1-8	3	0	PF	-20.1	9.8
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	14-8	1	-100	PF	-18.5	12.6
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	14-8	1	-5	PF	-17.6	12.9
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	14-8	1	-250	PF	-21.3	12.1
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	14-8	1	-50	PF	-17.9	13.3
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	14-8	1	250	PF	-24.6	3.9



Ordre	Famille	Date	Site	Distance (m)	Capture	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	14-8	1	-15	PF	-23.7	7.5
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	14-8	2	-250	PF	-21.6	6.0
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	14-8	2	-50	PF	-15.7	11.4
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	14-8	2	250	PF	-24.2	1.3
<i>Aranea</i>	<i>Lycosidae</i>	14-8	2	-15	PF	-17.5	12.0
<i>Aranea</i>	<i>Pisauridae</i>	26-5	2	250	PF	-24.4	2.5
<i>Aranea</i>	<i>Pisauridae</i>	29-6	2	5	PF	-24.8	2.3
<i>Aranea</i>	<i>Pisauridae</i>	29-6	2	15	PF	-25.8	4.8
<i>Aranea</i>	<i>Pisauridae</i>	10-7	1	5	PF	-24.4	5.0
<i>Aranea</i>	<i>Salticidae</i>	14-8	2	5	FI	-23.4	6.2
<i>Aranea</i>	<i>Tetragnathidae</i>	29-6	2	100	FI	-24.2	4.8
<i>Aranea</i>	<i>Tetragnathidae</i>	29-6	2	0	FI	-23.3	7.5
<i>Aranea</i>	<i>Tetragnathidae</i>	29-6	2	0	FI	-23.3	5.2
<i>Aranea</i>	<i>Tetragnathidae</i>	29-6	2	0	FI	-24.9	7.9
<i>Aranea</i>	<i>Tetragnathidae</i>	29-6	2	50	FI	-23.5	6.9
<i>Aranea</i>	<i>Tetragnathidae</i>	29-6	2	5	FI	-23.2	8.9
<i>Aranea</i>	<i>Tetragnathidae</i>	29-6	2	15	FI	-24.2	5.1
<i>Aranea</i>	<i>Tetragnathidae</i>	29-6	2	5	FI	-24.3	4.8
<i>Aranea</i>	<i>Tetragnathidae</i>	4-7	3	15	FI	-24.7	8.7
<i>Aranea</i>	<i>Tetragnathidae</i>	10-7	1	50	FI	-24.9	5.6
<i>Aranea</i>	<i>Tetragnathidae</i>	10-7	3	100	FI	-24.8	2.4
<i>Aranea</i>	<i>Tetragnathidae</i>	24-7	2	0	FI	-24.1	5.9
<i>Aranea</i>	<i>Tetragnathidae</i>	14-8	1	250	FI	-25.7	1.2
<i>Aranea</i>	<i>Tetragnathidae</i>	14-8	2	100	FI	-25.6	2.3
<i>Aranea</i>	<i>Tetragnathidae</i>	14-8	1	-50	FI	-20.2	10.9
<i>Aranea</i>	<i>Tetragnathidae</i>	14-8	1	-100	FI	-20.5	8.4
<i>Aranea</i>	<i>Tetragnathidae</i>	14-8	1	0	FI	-24.4	5.6
<i>Aranea</i>	<i>Theridiidae</i>	29-6	2	100	FI	-24.8	4.0
<i>Aranea</i>	<i>Theridiidae</i>	10-7	3	50	FI	-25.3	3.9
<i>Aranea</i>	<i>Theridiidae</i>	1-8	3	0	FI	-26.7	4.7
<i>Aranea</i>	<i>Theridiidae</i>	14-8	2	50	FI	-24.3	3.9
<i>Aranea</i>	<i>Thomisidae</i>	29-6	2	50	FI	-22.8	3.5
<i>Aranea</i>	<i>Thomisidae</i>	29-6	2	100	FI	-25.0	3.1
<i>Aranea</i>	<i>Thomisidae</i>	10-7	1	-250	PF	-24.3	2.7
<i>Aranea</i>	<i>Thomisidae</i>	10-7	3	50	FI	-25.7	3.9
<i>Aranea</i>	<i>Thomisidae</i>	10-7	3	5	FI	-25.0	7.5
<i>Aranea</i>	<i>Thomisidae</i>	10-7	3	250	FI	-24.4	4.9
<i>Aranea</i>	<i>Agelinidae</i>	29-6	2	-15	PF	-23.3	8.0
<i>Aranea</i>	<i>Agelinidae</i>	29-6	2	0	PF	-24.0	3.8
<i>Aranea</i>	<i>Agelinidae</i>	14-8	1	15	PF	-25.1	4.9
<i>Aranea</i>	<i>Agelinidae</i>	14-8	2	50	FI	-24.6	4.0
<i>Aranea</i>	<i>Anyphaenidae</i>	4-7	3	0	FI	-25.1	9.4
<i>Aranea</i>	<i>Anyphaenidae</i>	10-7	1	250	FI	-25.6	3.1
<i>Aranea</i>	<i>Anyphaenidae</i>	14-8	2	0	FI	-24.2	6.7
<i>Aranea</i>	<i>Gnaphosidae</i>	26-5	2	50	PF	-24.1	4.1
<i>Aranea</i>	<i>Gnaphosidae</i>	26-5	2	15	PF	-25.4	3.9

Ordre	Famille	Date	Site	Distance (m)	Capture	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
<i>Aranea</i>	<i>Gnaphosidae</i>	26-5	2	-5	PF	-22.3	6.8
<i>Aranea</i>	<i>Gnaphosidae</i>	5-7	3	0	PF	-25.8	6.4
<i>Aranea</i>	<i>Gnaphosidae</i>	1-8	3	0	PF	-23.9	6.8
<i>Aranea</i>	<i>Gnaphosidae</i>	14-8	1	-15	PF	-23.2	10.6
<i>Aranea</i>	<i>Nesticidae</i>	10-7	3	15	FI	-26.3	3.9
<i>Aranea</i>	<i>Nesticidae</i>	10-7	3	15	FI	-25.6	2.9
<i>Aranea</i>	<i>Oxyopidae</i>	10-7	1	-50	PF	-20.8	12.1
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	28-5	1	50	PF	-22.2	8.4
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	28-5	1	5	PF	-24.6	2.0
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	28-5	1	50	PF	-25.4	2.2
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	28-5	1	0	PF	-19.6	13.8
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	28-5	1	15	PF	-24.3	3.5
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	29-6	2	0	FI	-24.3	5.2
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	29-6	2	50	FI	-21.8	7.7
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	29-6	2	50	FI	-22.8	5.8
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	29-6	2	50	PF	-25.4	3.8
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	29-6	2	15	FI	-24.3	6.0
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	29-6	2	5	FI	-21.7	9.2
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	29-6	2	15	PF	-25.4	2.8
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	29-6	2	5	PF	-25.3	3.0
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	29-6	2	250	FI	-25.3	4.0
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	29-6	2	100	FI	-24.0	5.9
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	29-6	2	0	PF	-24.4	4.4
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	29-6	2	50	FI	-24.0	3.9
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	29-6	2	50	PF	-25.0	1.5
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	29-6	2	-100	FI	-23.2	8.1
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	29-6	2	-15	PF	-20.6	8.9
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	4-7	3	250	FI	-25.9	5.0
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	4-7	3	15	FI	-25.1	5.6
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	4-7	3	5	FI	-25.5	4.0
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	5-7	3	0	PF	-24.8	5.9
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	10-7	1	5	FI	-24.4	6.2
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	10-7	1	50	FI	-25.4	2.2
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	10-7	3	50	FI	-24.9	1.6
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	10-7	1	-15	PF	-21.5	13.9
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	10-7	3	100	FI	-24.9	5.2
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	24-7	2	0	FI	-26.4	5.8
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	24-7	2	-100	PF	-23.0	7.8
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	24-7	2	-50	PF	-19.4	7.6
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	24-7	2	15	PF	-25.4	1.7
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	1-8	3	-50	PF	-19.7	7.6
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	1-8	3	-15	PF	-22.7	6.0
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	1-8	3	50	FI	-25.8	4.5
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	1-8	3	5	FI	-27.0	4.8
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	1-8	3	100	FI	-27.2	2.7
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	14-8	1	250	PF	-25.4	3.0

Ordre	Famille	Date	Site	Distance (m)	Capture	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	14-8	2	15	FI	-25.5	4.7
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	14-8	2	50	FI	-24.6	3.5
<i>Aranea</i>	<i>sp</i>	14-8	2	100	FI	-25.1	5.6
Hemiptere	Cicadellidae	10-7	1	100	FI	-31.2	-0.8
Hemiptere	Cicadellidae	24-7	2	50	FI	-26.0	0.9
Hemiptere	Cicadellidae	24-7	2	100	FI	-25.6	4.7
Hemiptere	Cicadellidae	24-7	2	5	FI	-27.5	-0.5
Hemiptere	Cicadellidae	24-7	2	5	FI	-28.0	-0.4
Hemiptere	Cicadellidae	24-7	2	50	FI	-26.5	1.5
Hemiptere	Cicadellidae	1-8	3	0	FI	-27.6	-0.5
Hemiptere	Cicadellidae	1-8	3	50	FI	-25.4	3.4
Hemiptere	Cicadellidae	14-8	1	250	FI	-30.6	-0.2
Hemiptere	Cicadellidae	14-8	2	50	FI	-26.7	-0.7
Hemiptere	Cicadellidae	14-8	2	5	FI	-25.6	-3.6
Hemiptere	Cicadellidae	14-8	2	100	FI	-25.1	4.2
Hemiptere	Miridae	26-5	2	-100	PF	-23.2	3.6
Hemiptere	Miridae	26-5	2	-5	PF	-21.0	4.7
Hemiptere	Miridae	26-5	2	0	PF	-24.8	4.6
Hemiptere	Miridae	4-7	3	0	FI	-26.2	3.4
Hemiptere	Miridae	4-7	3	0	FI	-25.6	1.6
Hemiptere	Miridae	4-7	3	0	FI	-26.5	3.7
Hemiptere	Miridae	10-7	1	15	FI	-25.9	-2.4
Hemiptere	Miridae	24-7	2	-50	FI	-27.2	4.7
Hemiptere	Miridae	1-8	3	-5	FI	-25.1	6.9
Hemiptere	Miridae	1-8	3	-50	FI	-17.4	5.8
Hemiptere	Miridae	1-8	3	0	FI	-25.6	3.0
Hemiptere	Miridae	14-8	1	-50	FI	-22.5	5.2
Hemiptere	Miridae	14-8	1	-100	FI	-16.4	9.4
Hemiptere	Miridae	14-8	2	-250	FI	-14.6	5.6
Hemiptere	Miridae	14-8	2	-50	FI	-15.5	6.4
Hemiptere	Miridae	14-8	2	-50	FI	-22.4	4.9
Hemiptere	Miridae	14-8	2	-50	FI	-19.7	7.0
Hemiptere	Miridae	14-8	2	-100	FI	-22.5	5.2
Hemiptere	Miridae	14-8	2	50	FI	-30.9	2.0
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	250	PF	-26.3	2.1
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	100	PF	-25.3	2.5
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	15	PF	-24.9	3.4
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	0	PF	-25.7	5.4
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	-5	PF	-16.2	11.1
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	-50	PF	-17.6	11.2
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	-50	PF	-13.0	12.2
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	-250	PF	-17.1	6.9
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	-100	PF	-17.8	10.6
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	-50	PF	-16.2	11.0
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	-15	PF	-18.4	9.5
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	-15	PF	-15.2	7.2

Ordre	Famille	Date	Site	Distance (m)	Capture	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	-15	PF	-18.4	12.5
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	-15	PF	-20.2	8.0
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	-5	PF	-17.9	11.6
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	-5	PF	-16.6	6.6
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	-5	PF	-15.8	8.9
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	-5	PF	-16.4	8.3
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	5	PF	-25.5	3.6
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	50	PF	-24.9	6.3
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	100	PF	-25.3	1.7
Coleoptere	Carabidae	26-5	2	250	PF	-25.0	3.0
Coleoptere	Carabidae	28-5	1	0	PF	-13.1	10.7
Coleoptere	Carabidae	28-5	1	0	PF	-25.1	2.9
Coleoptere	Carabidae	28-5	1	-50	PF	-17.3	11.3
Coleoptere	Carabidae	28-5	1	50	PF	-24.4	1.4
Coleoptere	Carabidae	28-5	1	5	PF	-24.9	4.8
Coleoptere	Carabidae	28-5	1	-100	PF	-23.8	9.4
Coleoptere	Carabidae	28-5	1	-5	PF	-18.9	11.2
Coleoptere	Carabidae	28-5	1	-5	PF	-18.1	10.8
Coleoptere	Carabidae	28-5	1	-250	PF	-14.2	9.9
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	-50	PF	-14.5	9.7
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	-50	PF	-20.1	12.1
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	-15	PF	-16.4	9.2
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	-5	PF	-24.3	8.8
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	-5	PF	-22.3	9.7
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	-5	PF	-15.4	12.3
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	100	PF	-25.8	3.4
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	-250	PF	-17.1	7.0
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	5	PF	-27.1	8.1
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	-100	PF	-17.6	6.8
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	-100	PF	-22.1	8.4
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	50	PF	-25.1	3.7
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	50	PF	-25.7	1.3
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	-100	PF	-14.0	12.2
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	-100	PF	-16.2	9.6
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	0	PF	-19.5	10.2
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	0	PF	-19.8	10.3
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	100	PF	-26.0	2.2
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	-50	PF	-16.0	8.2
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	-15	PF	-16.9	8.7
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	-15	PF	-17.6	9.3
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	-15	PF	-20.2	9.2
Coleoptere	Carabidae	29-6	2	0	PF	-25.0	3.4
Coleoptere	Carabidae	5-7	3	-250	PF	-18.4	7.5
Coleoptere	Carabidae	5-7	3	-5	PF	-19.0	7.5
Coleoptere	Carabidae	5-7	3	0	PF	-24.5	7.1
Coleoptere	Carabidae	5-7	3	-250	PF	-16.4	8.9

Ordre	Famille	Date	Site	Distance (m)	Capture	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Coleoptere	Carabidae	5-7	3	-100	PF	-22.3	7.7
Coleoptere	Carabidae	5-7	3	-50	PF	-22.2	7.8
Coleoptere	Carabidae	5-7	3	0	PF	-23.6	6.2
Coleoptere	Carabidae	5-7	3	-100	PF	-14.5	8.7
Coleoptere	Carabidae	5-7	3	-250	PF	-23.3	9.1
Coleoptere	Carabidae	5-7	3	-250	PF	-23.6	7.4
Coleoptere	Carabidae	5-7	3	-250	PF	-20.4	5.6
Coleoptere	Carabidae	5-7	3	-15	PF	-22.9	6.2
Coleoptere	Carabidae	10-7	1	0	PF	-26.4	4.5
Coleoptere	Carabidae	10-7	1	100	FI	-24.7	0.9
Coleoptere	Carabidae	10-7	3	-250	PF	-22.3	11.6
Coleoptere	Carabidae	10-7	3	-250	PF	-23.3	11.3
Coleoptere	Carabidae	10-7	1	-100	PF	-19.6	9.3
Coleoptere	Carabidae	10-7	1	-5	PF	-16.9	10.1
Coleoptere	Carabidae	10-7	1	-5	PF	-18.5	12.0
Coleoptere	Carabidae	10-7	1	-50	PF	-16.6	8.0
Coleoptere	Carabidae	10-7	1	-15	PF	-16.0	9.2
Coleoptere	Carabidae	10-7	1	-15	PF	-20.1	11.2
Coleoptere	Carabidae	10-7	3	100	FI	-25.3	1.4
Coleoptere	Carabidae	24-7	2	-250	PF	-12.9	5.2
Coleoptere	Carabidae	24-7	2	-5	PF	-13.1	6.3
Coleoptere	Carabidae	24-7	2	-100	PF	-17.9	7.2
Coleoptere	Carabidae	24-7	2	-5	PF	-23.1	9.7
Coleoptere	Carabidae	24-7	2	0	FI	-14.3	9.0
Coleoptere	Carabidae	24-7	2	15	PF	-25.4	1.1
Coleoptere	Carabidae	24-7	2	-250	PF	-20.2	9.8
Coleoptere	Carabidae	24-7	2	-250	PF	-13.2	4.6
Coleoptere	Carabidae	24-7	2	0	PF	-23.0	2.7
Coleoptere	Carabidae	24-7	2	-15	PF	-13.6	8.2
Coleoptere	Carabidae	24-7	2	-50	PF	-14.9	10.7
Coleoptere	Carabidae	24-7	2	-50	PF	-13.1	8.6
Coleoptere	Carabidae	1-8	3	-15	PF	-22.7	8.5
Coleoptere	Carabidae	1-8	3	-250	PF	-21.7	8.3
Coleoptere	Carabidae	1-8	3	0	PF	-23.9	7.0
Coleoptere	Carabidae	1-8	3	-250	PF	-13.2	7.1
Coleoptere	Carabidae	1-8	3	-250	PF	-22.5	8.4
Coleoptere	Carabidae	1-8	3	-250	PF	-16.0	7.9
Coleoptere	Carabidae	1-8	3	0	PF	-25.4	7.7
Coleoptere	Carabidae	1-8	3	0	PF	-23.8	7.5
Coleoptere	Carabidae	1-8	3	0	PF	-26.3	6.2
Coleoptere	Carabidae	14-8	1	0	PF	-25.4	2.9
Coleoptere	Carabidae	14-8	1	-15	PF	-22.0	10.3
Coleoptere	Carabidae	14-8	1	15	PF	-25.8	3.3
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	-250	PF	-13.3	5.1
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	-250	PF	-19.5	9.2
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	0	PF	-25.9	3.3

Ordre	Famille	Date	Site	Distance (m)	Capture	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	-100	PF	-12.5	10.3
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	-5	PF	-23.1	9.0
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	-5	PF	-21.1	9.5
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	-5	PF	-20.0	10.6
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	5	PF	-26.1	1.8
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	-100	PF	-15.4	9.6
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	-50	PF	-13.1	8.6
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	-50	PF	-14.5	2.4
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	-50	PF	-12.8	10.8
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	5	PF	-26.0	2.5
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	-15	PF	-17.8	7.9
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	-15	PF	-15.7	10.7
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	0	PF	-26.4	1.4
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	-250	PF	-12.6	4.9
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	-5	PF	-13.2	10.1
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	-5	PF	-23.5	8.3
Coleoptere	Carabidae	14-8	2	-5	PF	-18.2	9.9
Coleoptere	Nitidulidae	26-5	2	-5	PF	-10.9	8.6
Coleoptere	Nitidulidae	26-5	2	-15	PF	-10.4	7.1
Coleoptere	Nitidulidae	26-5	2	-100	PF	-10.2	9.0
Coleoptere	Nitidulidae	26-5	2	-50	PF	-9.8	11.0
Coleoptere	Nitidulidae	26-5	2	-5	PF	-11.2	8.7
Coleoptere	Nitidulidae	28-5	1	-50	PF	-11.1	9.3
Coleoptere	Nitidulidae	28-5	1	5	PF	-11.7	15.0
Coleoptere	Nitidulidae	28-5	1	-250	PF	-10.5	8.7
Coleoptere	Nitidulidae	28-5	1	-5	PF	-11.8	9.5
Coleoptere	Nitidulidae	28-5	1	-250	PF	-12.7	7.0
Coleoptere	Nitidulidae	29-6	2	-50	PF	-10.5	8.1
Coleoptere	Nitidulidae	29-6	2	0	PF	-15.3	7.8
Coleoptere	Nitidulidae	5-7	3	-250	PF	-10.5	10.0
Coleoptere	Nitidulidae	10-7	1	50	PF	-25.3	4.4
Coleoptere	Nitidulidae	1-8	3	5	FI	-11.0	9.9
Coleoptere	Coccinellidae	26-5	2	0	PF	-19.2	3.7
Coleoptere	Coccinellidae	26-5	2	-50	PF	-12.8	9.6
Coleoptere	Coccinellidae	26-5	2	-100	PF	-12.8	7.2
Coleoptere	Coccinellidae	26-5	2	-50	PF	-13.2	9.8
Coleoptere	Coccinellidae	26-5	2	-15	PF	-13.8	10.4
Coleoptere	Coccinellidae	28-5	1	-15	PF	-15.6	8.2
Coleoptere	Coccinellidae	28-5	1	0	PF	-13.6	7.9
Coleoptere	Coccinellidae	28-5	1	-50	PF	-14.1	8.6
Coleoptere	Coccinellidae	28-5	1	5	PF	-14.4	8.5
Coleoptere	Coccinellidae	28-5	1	5	PF	-12.9	13.0
Coleoptere	Coccinellidae	28-5	1	-5	PF	-15.1	10.7
Coleoptere	Coccinellidae	28-5	1	0	PF	-13.5	6.6
Coleoptere	Coccinellidae	29-6	2	0	FI	-16.5	6.0
Coleoptere	Coccinellidae	29-6	2	-250	FI	-16.0	9.1

Ordre	Famille	Date	Site	Distance (m)	Capture	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Coleoptere	Coccinellidae	29-6	2	-250	FI	-19.7	7.7
Coleoptere	Coccinellidae	29-6	2	5	FI	-14.1	14.4
Coleoptere	Coccinellidae	29-6	2	-15	FI	-18.1	8.1
Coleoptere	Coccinellidae	29-6	2	0	PF	-13.8	5.6
Coleoptere	Coccinellidae	4-7	3	15	FI	-25.1	2.5
Coleoptere	Coccinellidae	4-7	3	5	FI	-20.8	6.2
Coleoptere	Coccinellidae	5-7	3	-15	PF	-24.1	6.5
Coleoptere	Coccinellidae	10-7	1	-100	FI	-26.6	9.5
Coleoptere	Coccinellidae	10-7	1	-100	PF	-18.8	12.1
Coleoptere	Coccinellidae	10-7	1	-100	PF	-26.6	9.2
Coleoptere	Coccinellidae	10-7	1	15	FI	-21.9	4.5
Coleoptere	Coccinellidae	10-7	1	5	FI	-25.4	5.8
Coleoptere	Coccinellidae	24-7	2	-50	FI	-15.6	8.5
Coleoptere	Coccinellidae	24-7	2	-15	FI	-15.1	8.5
Coleoptere	Coccinellidae	1-8	3	-50	FI	-20.4	7.2
Coleoptere	Coccinellidae	1-8	3	-100	FI	-14.0	7.1
Coleoptere	Coccinellidae	14-8	1	-250	FI	-14.5	14.6
Coleoptere	Coccinellidae	14-8	1	-250	FI	-13.2	11.2
Coleoptere	Coccinellidae	14-8	1	-15	FI	-12.1	13.1
Coleoptere	Coccinellidae	14-8	1	-50	FI	-15.2	7.2
Coleoptere	Coccinellidae	14-8	1	-15	PF	-14.4	7.8
Coleoptere	Coccinellidae	14-8	1	-100	FI	-12.1	12.5
Coleoptere	Coccinellidae	14-8	1	-250	PF	-13.2	10.1
Coleoptere	Coccinellidae	14-8	1	-5	FI	-11.3	12.8
Coleoptere	Coccinellidae	14-8	1	-15	FI	-15.4	7.7
Coleoptere	Coccinellidae	14-8	2	-50	FI	-12.8	8.0
Coleoptere	Coccinellidae	14-8	2	-50	FI	-22.1	7.6
Coleoptere	Coccinellidae	14-8	2	-50	FI	-14.7	7.7
Coleoptere	Coccinellidae	14-8	2	-100	PF	-12.9	7.1
Coleoptere	Coccinellidae	14-8	2	-100	FI	-14.8	8.1
Coleoptere	Coccinellidae	14-8	2	-15	FI	-17.3	7.2
Coleoptere	Coccinellidae	14-8	2	-250	PF	-12.4	4.1
Coleoptere	Coccinellidae	14-8	2	-15	FI	-20.5	6.0
Coleoptere	Coccinellidae	14-8	2	-250	FI	-19.1	4.7
Coleoptere	Coccinellidae	14-8	2	-5	FI	-20.1	3.3
Coleoptere	Chrysomelidae	14-8	2	-250	FI	-10.5	4.9
Coleoptere	Chrysomelidae	14-8	2	-50	FI	-10.5	2.8
Coleoptere	Chrysomelidae	14-8	2	-100	FI	-10.7	5.4
Coleoptere	Curculionidae	26-5	2	0	PF	-28.0	-0.6
Coleoptere	Curculionidae	28-5	1	-50	PF	-18.8	8.1
Coleoptere	Curculionidae	28-5	1	5	PF	-26.2	1.8
Coleoptere	Curculionidae	28-5	1	250	PF	-28.4	2.1
Coleoptere	Curculionidae	29-6	2	0	PF	-26.8	0.8
Coleoptere	Curculionidae	29-6	2	0	FI	-26.9	-0.1
Coleoptere	Curculionidae	29-6	2	5	FI	-26.7	3.8
Coleoptere	Curculionidae	29-6	2	5	FI	-27.5	-1.8

Ordre	Famille	Date	Site	Distance (m)	Capture	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Coleoptere	Curculionidae	29-6	2	0	PF	-26.6	0.0
Coleoptere	Curculionidae	4-7	3	15	FI	-26.6	1.4
Coleoptere	Curculionidae	5-7	3	-15	PF	-13.7	12.7
Coleoptere	Curculionidae	5-7	3	-100	PF	-19.4	6.0
Coleoptere	Curculionidae	5-7	3	0	PF	-17.2	7.5
Coleoptere	Curculionidae	5-7	3	-100	PF	-15.1	8.8
Coleoptere	Curculionidae	5-7	3	-250	PF	-15.6	8.3
Coleoptere	Curculionidae	10-7	1	250	PF	-25.8	2.3
Coleoptere	Curculionidae	10-7	1	-100	FI	-25.3	0.4
Coleoptere	Curculionidae	10-7	1	50	FI	-25.7	1.2
Coleoptere	Curculionidae	10-7	1	100	FI	-27.8	0.4
Coleoptere	Curculionidae	10-7	1	-50	FI	-19.7	11.8
Coleoptere	Curculionidae	10-7	1	-5	PF	-17.8	11.3
Coleoptere	Curculionidae	10-7	3	100	FI	-26.6	2.3
Coleoptere	Curculionidae	24-7	2	5	PF	-26.3	-1.4
Coleoptere	Curculionidae	24-7	2	0	PF	-28.2	0.0
Coleoptere	Curculionidae	24-7	2	50	FI	-26.2	1.0
Coleoptere	Curculionidae	24-7	2	-50	PF	-12.6	7.6
Coleoptere	Curculionidae	1-8	3	100	FI	-26.2	2.4
Coleoptere	Curculionidae	1-8	3	-250	PF	-13.6	7.4
Coleoptere	Curculionidae	14-8	2	100	FI	-28.2	3.2
Coleoptere	Curculionidae	14-8	1	0	PF	-26.2	2.3
Coleoptere	Curculionidae	14-8	1	15	FI	-26.9	2.3
Coleoptere	Curculionidae	14-8	2	0	FI	-29.0	0.0
Coleoptere	Curculionidae	14-8	2	50	PF	-26.1	-0.8
Coleoptere	Curculionidae	14-8	2	250	FI	-26.4	-1.0
Lepidoptere	Pyrilidae	26-5	2	-100	PF	-12.0	5.6
Lepidoptere	Pyrilidae	28-5	1	-250	PF	-12.8	6.9
Hymenoptere	Formicidae	28-5	1	0	PF	-25.1	3.3
Hymenoptere	Formicidae	28-5	1	0	PF	-25.7	2.7
Hymenoptere	Formicidae	29-6	2	-5	PF	-27.5	0.8
Hymenoptere	Formicidae	29-6	2	0	PF	-27.4	-0.9
Hymenoptere	Formicidae	29-6	2	-15	PF	-28.0	0.9
Hymenoptere	Formicidae	4-7	3	0	FI	-25.2	6.1
Hymenoptere	Formicidae	5-7	3	-15	PF	-23.4	4.9
Hymenoptere	Formicidae	5-7	3	0	PF	-24.4	5.8
Hymenoptere	Formicidae	10-7	1	0	PF	-26.5	2.5
Hymenoptere	Formicidae	10-7	1	5	FI	-24.6	4.8
Hymenoptere	Formicidae	10-7	1	-50	PF	-24.6	9.2
Hymenoptere	Formicidae	10-7	1	5	PF	-25.5	3.1
Hymenoptere	Formicidae	10-7	1	50	PF	-27.3	1.8
Hymenoptere	Formicidae	10-7	3	50	FI	-26.2	3.9
Hymenoptere	Formicidae	1-8	3	-5	PF	-23.5	4.9
Hymenoptere	Formicidae	1-8	3	-5	PF	-19.5	6.6
Hymenoptere	Formicidae	1-8	3	0	FI	-25.2	4.7
Hymenoptere	Formicidae	1-8	3	0	PF	-24.8	4.7



Ordre	Famille	Date	Site	Distance (m)	Capture	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Hymenoptere	Formicidae	14-8	1	15	PF	-24.9	0.8
Hymenoptere	Formicidae	14-8	1	250	PF	-25.3	-1.0
Hymenoptere	Formicidae	14-8	1	-100	PF	-23.6	8.0
Hymenoptere	Formicidae	14-8	1	5	FI	-25.2	0.6
Hymenoptere	Formicidae	14-8	1	-50	PF	-23.6	8.4
Hymenoptere	Formicidae	14-8	1	-15	PF	-23.1	7.9
Hymenoptere	Formicidae	14-8	1	15	PF	-24.4	1.4

## **ANNEXE 2**

Ratios isotopiques du carbone et de l'azote des oiseaux forestiers. A = adultes, J = juvéniles, M = mâles et F = femelles.

Famille	Espèce	Date	Site	Distance		Âge	Sexe	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
				(m)					
Picidae	<i>Picoides pubescens</i>	2-7	3	0		A	F	-22.8	5.6
Picidae	<i>Picoides pubescens</i>	3-7	3	175		A	F	-23.4	4.8
Picidae	<i>Picoides pubescens</i>	3-7	3	175		J	?	-24.0	3.5
Picidae	<i>Picoides pubescens</i>	3-7	3	175		A	M	-22.7	6.6
Picidae	<i>Picoides pubescens</i>	3-7	3	0		A	F	-22.9	4.4
Picidae	<i>Picoides pubescens</i>	1-8	3	80		?	?	-23.9	5.2
Picidae	<i>Picoides villosus</i>	21-6	1	195		A	M	-21.9	0.2
Picidae	<i>Picoides villosus</i>	21-6	1	195		A	?	-22.3	0.3
Tyrannidae	<i>Contopus virens</i>	21-6	1	155		A	?	-24.1	6.1
Tyrannidae	<i>Contopus virens</i>	3-7	3	60		A	?	-24.0	7.5
Tyrannidae	<i>Contopus virens</i>	3-7	3	0		?	?	-24.3	6.6
Tyrannidae	<i>Contopus virens</i>	17-7	1	155		A	?	-23.6	6.2
Tyrannidae	<i>Contopus virens</i>	25-7	2	175		A	?	-23.7	5.2
Tyrannidae	<i>Contopus virens</i>	1-8	3	100		A	M	-24.0	7.7
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	21-6	1	195		A	?	-24.1	-0.5
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	28-6	2	60		A	M	-23.7	0.6
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	28-6	2	60		A	F	-24.2	3.0
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	2-7	3	150		A	M	-24.6	4.6
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	2-7	3	150		A	?	-24.6	3.5
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	3-7	3	60		J	?	-24.9	2.7
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	3-7	3	60		?	?	-24.6	3.6
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	4-7	3	220		A	M	-24.8	1.9
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	4-7	3	309		A	M	-24.7	2.8
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	15-7	1	0		A	F	-24.1	2.1
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	15-7	1	0		A	F	-25.0	2.2
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	15-7	1	0		A	F	-24.8	1.5
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	15-7	1	0		A	M	-24.4	1.4
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	15-7	1	0		J	?	-24.3	1.8
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	17-7	1	70		?	?	-25.2	1.5
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	17-7	1	70		A?	F?	-25.2	2.5
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	17-7	1	155		A	?	-24.9	1.3
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	17-7	1	155		?	?	-25.2	1.0
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	25-7	2	5		?	?	-26.0	0.2
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	25-7	2	5		A	F	-25.8	0.9
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	31-7	3	80		J	?	-25.9	2.2
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	31-7	3	80		J	?	-25.9	2.3
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	31-7	3	80		J	?	-26.3	2.9
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	31-7	3	80		?	?	-27.2	1.9
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	31-7	3	80		J	?	-25.8	2.3
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	1-8	3	253		?	?	-26.1	1.8
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	1-8	3	80		?	?	-26.1	1.7
Paridae	<i>Parus atricapillus</i>	1-8	3	80		J	?	-25.3	3.0
Sittidae	<i>Sitta canadensis</i>	1-8	3	100		J	?	-24.5	3.0
Certhiidae	<i>Certhia americana</i>	24-7	2	150		A	M	-24.5	3.3
Turdidae	<i>Turdus migratorius</i>	25-6	2	150		A	M	-22.6	4.0

Famille	Espèce	Date	Site	Distance		Sexe	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
				(m)	Âge			
Turdidae	<i>Turdus migratorius</i>	25-6	2	150	A	M	-23.1	5.3
Turdidae	<i>Turdus migratorius</i>	27-6	2	60	A	M	-23.3	7.0
Turdidae	<i>Turdus migratorius</i>	2-7	3	0	A	M	-22.6	6.7
Turdidae	<i>Turdus migratorius</i>	4-7	3	253	A	F	-24.3	2.5
Turdidae	<i>Catharus guttatus</i>	21-6	1	195	A	?	-23.8	3.3
Turdidae	<i>Catharus guttatus</i>	22-6	1	250	A	M	-24.0	2.3
Turdidae	<i>Catharus guttatus</i>	25-6	2	150	A	M	-24.0	2.6
Turdidae	<i>Catharus guttatus</i>	16-7	1	50	A	M	-24.0	3.3
Turdidae	<i>Catharus guttatus</i>	17-7	1	155	A	M	-24.0	1.9
Turdidae	<i>Catharus guttatus</i>	17-7	1	70	A	M	-24.5	2.3
Turdidae	<i>Catharus guttatus</i>	18-7	1	195	A	M	-24.4	1.6
Turdidae	<i>Catharus guttatus</i>	23-7	2	150	A	?	-25.0	2.7
Turdidae	<i>Catharus guttatus</i>	24-7	2	110	A	M	-25.0	1.3
Turdidae	<i>Catharus guttatus</i>	25-7	2	55	J	?	-25.2	3.6
Turdidae	<i>Catharus guttatus</i>	25-7	2	60	J	?	-24.9	1.9
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	18-6	1	10	A	?	-23.1	3.2
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	21-6	1	155	A	M	-23.8	3.5
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	22-6	1	160	A	F	-24.1	2.5
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	22-6	1	195	A	F	-24.4	3.3
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	25-6	2	110	A	F	-23.7	2.3
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	25-6	2	110	A	F	-24.1	2.9
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	26-6	2	225	A	M	-24.0	2.7
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	28-6	2	55	A	M	-24.3	2.3
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	2-7	3	175	A	F	-24.1	4.5
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	2-7	3	175	A	M	-23.9	4.1
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	3-7	3	60	A	M	-24.2	4.4
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	4-7	3	216	A	?	-24.1	4.1
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	4-7	3	220	A	M	-24.3	3.8
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	4-7	3	364	A	F	-23.8	3.9
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	15-7	1	50	A	M	-24.3	2.8
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	15-7	1	0	J	?	-23.4	3.9
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	15-7	1	0	A	M	-24.2	2.5
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	15-7	1	0	A	M	-24.2	2.4
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	15-7	1	50	J	?	-24.3	1.7
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	16-7	1	10	A	F	-24.3	2.2
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	16-7	1	25	J	?	-24.8	1.5
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	23-7	2	150	A	M	-23.9	3.0
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	30-7	3	175	J	?	-24.8	4.3
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	30-7	3	175	J	?	-24.9	4.8
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	1-8	3	80	J	?	-24.5	4.9
Vireonidae	<i>Vireo olivaceus</i>	27-6	2	175	A	M	-23.6	3.8
Vireonidae	<i>Vireo olivaceus</i>	28-6	2	55	A	M	-23.9	2.9
Vireonidae	<i>Vireo olivaceus</i>	16-7	1	10	A	M	-24.1	4.3
Vireonidae	<i>Vireo olivaceus</i>	25-7	2	175	A	M	-24.3	1.9
Vireonidae	<i>Vireo olivaceus</i>	30-7	3	175	?	?	-24.8	7.2
Parulinae	<i>Dendroica virens</i>	18-6	1	50	A	M	-23.4	3.0

Famille	Espèce	Date	Site	Distance		Âge	Sexe	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
				(m)					
Parulinae	<i>Dendroica virens</i>	18-6	1	50		A	M	-23.6	2.1
Parulinae	<i>Dendroica virens</i>	25-6	2	110		A	F	-24.2	3.8
Parulinae	<i>Dendroica virens</i>	15-7	1	50		A	M	-24.5	2.2
Parulinae	<i>Dendroica virens</i>	18-7	1	160		A	F	-24.4	2.2
Parulinae	<i>Dendroica virens</i>	24-7	2	150		A	M	-24.4	1.4
Parulinae	<i>Mniotilta varia</i>	19-6	1	50		A	M	-25.3	4.6
Parulinae	<i>Mniotilta varia</i>	21-6	1	195		A	M	-25.4	3.8
Parulinae	<i>Mniotilta varia</i>	22-6	1	195		A	F	-24.0	6.6
Parulinae	<i>Mniotilta varia</i>	15-7	1	0		A	M	-24.5	2.5
Parulinae	<i>Dendroica caerulescens</i>	20-6	1	0		A	M	-25.2	2.6
Parulinae	<i>Dendroica caerulescens</i>	21-6	1	195		A	M	-24.7	1.9
Parulinae	<i>Dendroica caerulescens</i>	3-7	3	60		A	M	-24.8	6.8
Parulinae	<i>Dendroica caerulescens</i>	15-7	1	5		A	M	-24.9	2.5
Parulinae	<i>Dendroica caerulescens</i>	16-7	1	0		A	F	-24.6	2.4
Parulinae	<i>Dendroica caerulescens</i>	18-7	1	160		A	M	-25.0	2.5
Parulinae	<i>Wilsonia canadensis</i>	19-6	1	50		A	M	-25.1	3.7
Parulinae	<i>Wilsonia canadensis</i>	22-7	2	225		?	?	-24.4	1.8
Parulinae	<i>Dendroica pensylvanica</i>	2-7	3	150		A	M	-24.1	5.6
Parulinae	<i>Dendroica pensylvanica</i>	2-7	3	150		A	F	-24.3	6.1
Parulinae	<i>Dendroica pensylvanica</i>	3-7	3	175		A	F	-24.4	4.8
Parulinae	<i>Dendroica pensylvanica</i>	31-7	3	175		J	?	-25.5	4.5
Parulinae	<i>Dendroica pensylvanica</i>	31-7	3	0		J	?	-25.1	4.2
Parulinae	<i>Setophaga ruticilla</i>	3-7	3	150		?	?	-22.5	7.3
Parulinae	<i>Dendroica petechia</i>	31-7	3	0		J	?	-24.1	8.7
Parulinae	<i>Vermivora ruficapilla</i>	22-6	1	250		A	M	-23.7	2.8
Parulinae	<i>Geothlypis trichas</i>	19-6	1	0		A	M	-24.7	5.4
Parulinae	<i>Geothlypis trichas</i>	2-7	3	0		A	M	-24.9	7.9
Parulinae	<i>Geothlypis trichas</i>	2-7	3	0		A	M	-25.2	6.3
Parulinae	<i>Geothlypis trichas</i>	2-7	3	0		A	M	-25.9	4.8
Parulinae	<i>Geothlypis trichas</i>	15-7	1	0		A	M	-23.7	6.5
Parulinae	<i>Geothlypis trichas</i>	15-7	1	0		J	?	-24.2	7.5
Parulinae	<i>Geothlypis trichas</i>	15-7	1	0		A	F	-24.1	7.2
Parulinae	<i>Geothlypis trichas</i>	15-7	1	0		J	?	-24.3	7.3
Parulinae	<i>Geothlypis trichas</i>	15-7	1	0		A	M	-24.6	5.4
Parulinae	<i>Geothlypis trichas</i>	30-7	3	150		?	?	-26.7	4.5
Parulinae	<i>Geothlypis trichas</i>	30-7	3	0		A	F	-25.7	4.8
Parulinae	<i>Geothlypis trichas</i>	30-7	3	0		A	M	-25.7	5.2
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	19-6	1	0		A	M	-24.3	1.9
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	19-6	1	50		A	M	-23.6	2.7
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	20-6	1	25		A	M	-23.6	2.6
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	21-6	1	70		A	M	-24.4	2.0
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	21-6	1	70		A	M	-23.8	2.9
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	21-6	1	70		A	M	-23.8	1.4
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	21-6	1	155		A	M	-24.2	3.0
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	25-6	2	225		A	M	-24.1	1.3
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	26-6	2	225		A	F	-23.8	2.0

Famille	Espèce	Date	Site	Distance		Âge	Sexe	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
				(m)					
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	27-6	2	5		A	M	-24.1	2.1
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	27-6	2	175		A	M	-23.8	2.0
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	28-6	2	60		A	F	-24.7	2.4
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	28-6	2	55		A	M	-23.6	2.5
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	3-7	3	175		A	M	-24.2	3.3
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	3-7	3	175		A	F	-24.2	2.1
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	4-7	3	220		A	F	-24.3	4.0
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	4-7	3	309		A	M	-25.1	2.8
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	5-7	3	309		A	M	-24.2	3.3
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	15-7	1	50		J	?	-24.6	1.3
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	15-7	1	50		A	M	-23.8	2.1
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	15-7	1	50		A	F	-24.0	2.8
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	18-7	1	160		A	?	-24.6	1.7
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	18-7	1	195		A	M	-24.3	2.1
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	18-7	1	70		A	F	-24.1	2.2
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	18-7	1	70		A	F	-24.1	1.7
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	23-7	2	150		?	?	-25.2	1.7
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	24-7	2	150		A	?	-24.3	2.7
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	25-7	2	5		?	?	-24.1	2.1
Parulinae	<i>Seiurus aurocapillus</i>	1-8	3	100		?	?	-24.0	4.1
Thraupinae	<i>Piranga olivacea</i>	5-7	3	216		A	M	-23.8	4.3
Thraupinae	<i>Piranga olivacea</i>	16-7	1	50		A	M	-23.4	2.6
Cardinalinae	<i>Pheucticus ludovicianus</i>	2-7	3	150		A	F	-23.8	5.2
Cardinalinae	<i>Pheucticus ludovicianus</i>	2-7	3	0		A	F	-23.8	4.0
Cardinalinae	<i>Pheucticus ludovicianus</i>	5-7	3	220		A	M	-24.3	3.9
Cardinalinae	<i>Pheucticus ludovicianus</i>	5-7	3	175		J	?	-24.7	3.8
Emberizinae	<i>Zonotrichia albicollis</i>	21-6	1	195		A	M	-24.1	3.3
Emberizinae	<i>Zonotrichia albicollis</i>	25-6	2	225		A	M	-24.2	3.4
Emberizinae	<i>Melospiza melodia</i>	22-6	1	10		A	M	-23.5	2.1
Emberizinae	<i>Melospiza melodia</i>	2-7	3	0		A	M	-22.9	6.6
Emberizinae	<i>Melospiza melodia</i>	2-7	3	0		J	?	-23.2	6.8
Emberizinae	<i>Melospiza melodia</i>	3-7	3	0		A	M	-21.2	6.6
Emberizinae	<i>Melospiza melodia</i>	3-7	3	0		J	?	-24.3	7.4
Emberizinae	<i>Melospiza melodia</i>	30-7	3	0		A	M	-24.1	6.0
Emberizinae	<i>Melospiza melodia</i>	31-7	3	0		A	?	-24.1	6.4
Emberizinae	<i>Melospiza melodia</i>	31-7	3	0		J	?	-21.7	8.4

### **ANNEXE 3**

Ratios isotopiques du carbone et de l'azote des petits mammifères rongeurs et insectivores. Les valeurs négatives de distance de capture représentent les distances dans les champs de maïs; les valeurs positives les distances en forêts et la distance 0 m les bordures.

Espèce	Date	Distance		Organe	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
		(m)				
<i>Sorex hoyi</i>	17-sept	0		Foie	-22.63	7.97
<i>Sorex hoyi</i>	25-sept	250		Foie	-24.22	2.88
<i>Sorex hoyi</i>	25-sept	100		Foie	-23.86	3.43
<i>Blarina brevicauda</i>	14-sept	250		Foie	-22.84	4.09
<i>Blarina brevicauda</i>	14-sept	5		Foie	-23.64	5.46
<i>Blarina brevicauda</i>	18-sept	0		Foie	-21.71	4.56
<i>Blarina brevicauda</i>	25-sept	5		Foie	-20.61	8.65
<i>Blarina brevicauda</i>	25-sept	5		Foie	-21.92	8.66
<i>Blarina brevicauda</i>	26-sept	15		Foie	-23.09	2.78
Genre <i>Peromyscus</i>	14-août	-100		Foie	-22.33	2.36
Genre <i>Peromyscus</i>	14-août	-100		Muscle	-21.65	1.27
Genre <i>Peromyscus</i>	14-août	-50		Foie	-23.72	-0.82
Genre <i>Peromyscus</i>	14-août	-50		Muscle	-23.67	-2.24
Genre <i>Peromyscus</i>	10-sept	250		Foie	-23.81	0.15
				Muscle	-23.21	-2.05
Genre <i>Peromyscus</i>	10-sept	250		Foie	-23.51	-1.05
				Muscle	-23.67	-1.93
Genre <i>Peromyscus</i>	12-sept	-100		Foie	-24.79	5.89
				Muscle	-26.07	3.14
Genre <i>Peromyscus</i>	12-sept	-250		Foie	-18.44	5.29
				Muscle	-19.02	2.67
Genre <i>Peromyscus</i>	12-sept	-100		Foie	-16.42	6.67
				Muscle	-18.14	3.32
Genre <i>Peromyscus</i>	13-sept	250		Foie	-23.63	-0.97
				Muscle	-23.51	-2.41
Genre <i>Peromyscus</i>	14-sept	5		Foie	-16.55	5.11
				Muscle	-17.94	2.87
Genre <i>Peromyscus</i>	17-sept	5		Foie	-15.90	6.22
				Muscle	-15.81	4.62
Genre <i>Peromyscus</i>	17-sept	15		Foie	-19.36	3.94
Genre <i>Peromyscus</i>	18-sept	15		Foie	-22.30	1.13
				Muscle	-22.13	-0.04
Genre <i>Peromyscus</i>	18-sept	-15		Foie	-22.90	1.68
				Muscle	-22.57	-0.07
Genre <i>Peromyscus</i>	20-sept	100		Foie	-23.64	0.15
				Muscle	-23.84	-0.24
Genre <i>Peromyscus</i>	25-sept	250		Foie	-22.99	0.03
				Muscle	-23.11	-1.32
Genre <i>Peromyscus</i>	25-sept	0		Foie	-17.38	4.43
				Muscle	-17.70	2.94
Genre <i>Peromyscus</i>	26-sept	15		Foie	-20.76	3.17
				Muscle	-19.29	2.94
Genre <i>Peromyscus</i>	26-sept	250		Foie	-23.19	0.15
Genre <i>Peromyscus</i>	26-sept	0		Foie	-20.50	2.65
Genre <i>Peromyscus</i>	26-sept	250		Foie	-24.21	-0.54



Espèce	Date	Distance		Organe	δ <sup>13</sup> C	δ <sup>15</sup> N
			(m)			
Clethrionomys gapperi	10-sept	100	Foie	-24.02	0.93	
			Muscle	-23.83	0.53	
Clethrionomys gapperi	17-sept	100	Foie	-24.23	0.51	
Clethrionomys gapperi	24-sept	100	Foie	-24.02	2.60	
			Muscle	-24.11	3.33	
Clethrionomys gapperi	25-sept	250	Foie	-24.45	2.26	
Clethrionomys gapperi	25-sept	100	Foie	-23.46	0.54	
Clethrionomys gapperi	25-sept	50	Foie	-24.59	-1.07	
			Muscle	-24.66	-1.83	
Clethrionomys gapperi	26-sept	250	Foie	-23.71	1.30	
Clethrionomys gapperi	26-sept	100	Foie	-24.50	-0.54	
Zapus hudsonius	21-sept	-50	Foie	-26.90	7.60	
			Muscle	-21.56	6.87	
Napaeozapus insignis	14-août	5	Foie	-23.43	0.16	
			Muscle	-23.41	-0.16	
Napaeozapus insignis	13-sept	100	Foie	-14.04	7.60	
Napaeozapus insignis	18-sept	50	Foie	-23.49	1.11	
			Muscle	-21.97	1.49	
Napaeozapus insignis	24-sept	0	Foie	-14.60	7.74	
			Muscle	-16.11	4.81	